



ökoszisztéma-
szolgáltatások
a természet ajándékai



MAGYARORSZÁG
KORMÁNYA

Európai Unió
Európai Regionális
Fejlesztési Alap



BEFEKTETÉS A JÖVŐBE

SZÉCHENYI 2020

A síkvidéki és a dombvidéki árvíz- kockázat-csökkentés, az erózió, a szűrés és az aszálymérséklés, mint ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése



sokszínű zöld
a természetem

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



Ökoszisztéma-
szolgáltatások

a természet ajándékai

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001

A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok.

Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatások térképezése és -értékelése projektlem
(NÖSZTÉP)

II/2M Ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésére és értékelésére vonatkozó integrált modell kialakítása 2.1-2.3

**A SÍKVIDÉKI ÉS A DOMBVIDÉKI ÁRVÍZKOCKÁZAT-CSÖKKENTÉS, AZ
ERÓZIÓ, A SZŰRÉS ÉS AZ ASZÁLYMÉRSEKLÉS, MINT
ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK ÉRTÉKELÉSE
– AZ ÖKOSZISZTÉMA-ÁLLAPOTTÓL A TÉNYLEGESEN IGÉNYBE VETT
ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁS ÉRTÉKELÉSÉIG**

A HIDROLÓGIA SZAKÉRTŐI MUNKACSOPORT TANULMÁNYA

Szerkesztette: Vári Ágnes



sokszínű zöld
a természetem

Kedvezményezett: Agrárminisztérium

Budapest, 2021.



A dokumentumot készítette: Vári Ágnes, Kozma Zsolt, Pataki Beáta, Jolánkai Zsolt, Kardos Máté, Decsi Bence, Pásztor László, Bakacsi Zsófia, Tóth Brigitta, Laborczi Annamária, Pinke Zsolt, Jolánkai Géza †, Centeri Csaba, Mattányi Zsolt, Dóka Richárd, Kisné Fodor Livia, Zsembery Zita, valamint a konzorciumi partnerek

Konzorciumvezető: Agrárminisztérium

A projektben résztvevő partnerintézmények:

Lechner Tudásközpont (LTK)
Talajtani és Agrokémiai Intézet (TAKI)
Ökológiai Kutatóközpont (ÖK)
Agrárgazdasági Kutatóintézet (AKI)

Kapcsolat:

Levelezési cím: 1052 Budapest, Apáczai Csere János utca 9.

E-mail: okoszisztemaszolgalatasok@termeszetem.hu

Információk a projektről:

<https://termeszetem.hu/hu>

Hivatkozás:

A publikáció megosztható és sokszorosítható. Felhasználása esetén használandó hivatkozás a következő:

Vári Á., Kozma Zs., Pataki B., Jolánkai Zs., Kardos M., Decsi B., Pásztor L., Bakacsi Zs., Tóth B., Laborczi A., Pinke Zs., Jolánkai G., Centeri Cs., Mattányi Zs., Dóka R., Kisné Fodor L., Zsembery Z. (2021): A síkvidéki és a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés, az erózió, a szűrés és az aszály mérséklés, mint ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése – Az ökoszisztéma állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésig. *A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok projekt, Ökoszisztéma-szolgáltatások projektelem.* Budapest, Agrárminisztérium, pp. 210

Szövegközi hivatkozás: Vári et al. (2021)

DOI szám: [10.34811/osz.hidrologia.tanulmany](https://doi.org/10.34811/osz.hidrologia.tanulmany)

A KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 „A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok” című projekt az Európai Regionális Fejlesztési Alap (ERFA), valamint a Környezeti és Energiahatékonysági Operatív Program és a Versenyképes Közép-Magyarország Operatív Program támogatásával valósult meg.

Tartalomjegyzék

1.	A Hidrológiai Szakértői Munkacsoport (SzMCs) összetétele	5
1.	Bevezetés	7
1.1.	Az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés elméleti kerete	9
1.2.	A Hidrológiai SzMCs-ben értékelt ökoszisztéma-szolgáltatások áttekintése és rövid ismertetése	11
1.2.1.	Síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés	12
1.2.2.	Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés	13
1.2.3.	Felszíni degradáció (erózió) elleni védelem	14
1.2.4.	Szűrés (diffúz tápanyagterhelések szabályozása)	15
1.2.5.	Aszály mérséklés	16
1.3.	Az Ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének módszerei	18
1.4.	Értékelési szempontok, korlátok	19
1.5.	Összefüggések az egyes hidrológiai ÖSz-ek között	20
1.6.	A hidrológiai ÖSz-ek értékelése röviden (indikátorok)	23
2.	A hidrológia ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének elméleti háttere, módszertan kidolgozásának részletes leírása	27
2.1.	Árvíz kockázat-csökkentése (síkvidéki, valamint hegy- és dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés)	27
2.1.1.	Bemutató, nemzetközi tapasztalatok és kiválasztott célterületek	27
2.1.2.	A dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés (felszíni lefolyásmérséklése)	28
2.1.3.	Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentéséhez releváns ökoszisztéma állapot (kaszkád 1. szint)	30
2.1.3.1.	A talajra vonatkozó potenciális lefolyási tényező – WetSpa értékek	30
2.1.3.2.	A talajra vonatkozó potenciális lefolyási tényező – MARTHA-H1D értékek	32
2.1.4.	Dombvidéki árvíz kockázat potenciális csökkentése	35
2.1.4.1.	Növényzeti komponens	35
2.1.4.2.	Nem-növényzeti komponensek integrálása a potenciális szint értékelésébe	41
2.1.4.3.	A domborzat hatását kifejező mutató – Topographic Wetness Index	43
2.1.4.4.	A potenciális lefolyáscsökkentés ÖSz térképezése az országos módszertan szerint	46
2.1.5.	Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentésének tényleges használata	47
2.1.6.	Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés értékelése során	49
2.1.7.	A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés, az ártér árvízvédelmi funkciója	50
2.1.8.	A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentéshez releváns ökoszisztéma-állapot	53

2.1.9.	Síkvidéki árvíz kockázat potenciális csökkentése	55
2.1.10.	Síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés tényleges használata	57
2.1.11.	A síkvidéki árvíz kockázat (potenciális) csökkentésének bemutatása mintaként szolgáló területeken	59
2.1.12.	Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai a síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés ÖSz értékelése során	62
2.2.	Felszíni degradáció (erózió) elleni védelem	63
2.2.1.	Bemutatás, nemzetközi tapasztalatok és kiválasztott célterületek	63
2.2.2.	Erózió elleni védelem ökoszisztémaállapot-mutatója	65
2.2.3.	Potenciális erózió elleni védelem	67
2.2.4.	Tényleges erózió elleni védelem	69
2.2.5.	Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai a felszíni degradáció elleni védelem értékelése során	74
2.3.	Szűrés (diffúz tápanyagterhelések szabályozása)	75
2.3.1.	Bemutatás, nemzetközi tapasztalatok és kiválasztott célterületek	75
2.3.2.	A Szűrés ÖSz-hez releváns ökoszisztéma állapot indikátorok	77
2.3.3.	Az ökoszisztémák potenciális szűrőkapacitása	78
2.3.3.1.	Növényzeti komponens	79
2.3.3.2.	Nem-növényzeti komponensek integrálása	82
2.3.4.	Ténylegesen igénybe vett szűrés	83
2.3.5.	Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai a szűrés ÖSz értékelése során	84
2.4.	Hidrológiai ciklus és lefolyási viszonyok, vízáramlás fenntartása (Aszálymérséklés ÖSz)	85
2.4.1.	Bemutatás	85
2.4.1.1.	Evapotranspiráció és a „Hidrológiai ciklus fenntartása”	85
2.4.1.2.	Aszálymérséklés ÖSz	86
2.4.2.	Az aszálymérséklési ÖSz-hez releváns ökoszisztéma-állapot	90
2.4.3.	A potenciális aszálymérséklés	92
2.4.4.	A tényleges aszálymérséklés	96
2.4.5.	Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai az aszálymérséklés ÖSz értékelése során	97
3.	Hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatások validációs célú mintaterületi elemzése	99
3.1.	Módszertani áttekintés	99
3.1.1.	Módszerek tér- és időbelisége	99
3.1.2.	Zala vízgyűjtő	102
3.1.2.1.	Földrajzi elhelyezkedés, domborzat	102
3.1.2.2.	Talajviszonyok	104
3.1.2.3.	Éghajlat	105

3.1.2.4.	Vízhálózat	105
3.1.2.5.	Területhasználatok, növényzet	105
3.2.	Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés ŐSz - Lefolyás-szabályozás	106
3.2.1.	InVEST – Seasonal water yield	106
3.2.2.	SWAT	108
3.2.2.1.	SWAT modell leírása	108
3.2.2.2.	SWAT modell alkalmazásának módszertani ismertetése	109
3.2.2.3.	Modell felépítése	110
3.2.2.4.	Modell érzékenységvizsgálata, kalibrációja és validációja	114
3.2.2.5.	A lefolyáscsökkentés ŐSz a SWAT modell alapján	114
3.2.3.	A módszerek összevetése a lefolyáscsökkentés modellezéséhez	115
3.3.	Erózió-elleni védelem ŐSz - Eróziószabályozás	116
3.3.1.	Az eróziószabályozás ŐSz alternatív értékelése	118
3.3.2.	InVEST – 'Sediment delivery ratio'	118
3.3.3.	SWAT – hordaléktranszport (erózió elleni védelem)	123
3.3.3.1.	A hordalékszámítás lényege	123
3.3.3.2.	Kalibrációs eredmények	123
3.3.3.3.	Az erózió elleni védelem ŐSz a SWAT modell alapján	123
3.3.4.	A módszerek összevetése az erózió-szabályozás modellezéséhez	124
3.4.	Szűrés ŐSz - Diffúz tápanyagterhelés visszatartása	125
3.4.1.	A diffúz tápanyag-terhelés szabályozás (szűrés) ŐSz az országos módszertan szerint	125
3.4.2.	InVEST – Nutrient delivery ratio	127
3.4.3.	SWAT – diffúz tápanyag szabályozás	131
3.4.3.1.	Modell beállítás	132
3.4.3.2.	Eredmények	132
3.4.4.	A módszerek összevetése a diffúz tápanyag szabályozás modellezésére	134
3.5.	Belvízvisszatartás általi aszálymérés-klés a Szamos és a Kraszna közén	136
3.5.1.	Bevezetés	136
3.5.2.	Terület bemutatása	137
3.5.3.	Módszertani megfontolások	138
3.5.4.	A potenciális vízmélység meghatározása	140
3.5.5.	Elöntés-valószínűségi térképek	141
3.5.5.1.	FÖMI-térkép: Relatív belvív gyakorisági térkép	141
3.5.5.2.	KBV-térkép: Komplex Belvív-veszélyeztetettség Valószínűség	142
3.5.5.3.	WR-térkép: WateRisk-IHM belvív-veszélyeztetettség	143
3.5.6.	A veszélytérképek alapján becsült visszatartható vízmennyiségek	146

3.5.7. A 2000-es belvíz esemény GIS-feldolgozása	149
4. A hidrológiai ÖSz-ek összevetése módszerek és ökoszisztémák szerint - A Mintaterületi és az országos értékelés tanulságai	151
4.1. Módszerek értékelése	151
4.2. Ökoszisztémák szerint - Felszínborítási kategóriák átlagos szolgáltatásai	153
5. Hidrológiai szószedet	159
6. Irodalom	163
1. melléklet - Ökoszisztéma-állapot szintjén megvalósult értékeléshez irodalmi áttekintés	175
1.1 Alkalmazott módszertan hátttere	175
1.2 Irodalmi áttekintés	176
1.3 A projekt keretén belül javasolt/kidolgozandó általános ÖÁ-indikátorok listája	177
1.4 Irodalmi áttekintés eredményei	177
1.5. Hullámtéri holtágak/wetlandek - javaslat	183
1.6. Általános ökoszisztéma-állapot indikátorok	183
2. melléklet: Potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás szintjén javasolt értékelés hátttere	185
3. Melléklet – A SWAT Modell érzékenységvizsgálata, kalibrációja és validációja	204

1. A HIDROLÓGIAI SZAKÉRTŐI MUNKACSOPORT (SZMCs) ÖSSZETÉTELE

→ Vári Ágnes (Ökológiai Kutatóközpont): a Hidrológiai SzMCs vezetője, ökológus, hidrobiológus, ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésével foglalkozik.

→ Mattányi Zsolt (Magyar Földtani és Geofizikai Intézet): korábban VITUKI-nál dolgozott klímaváltozás, térinformatika, felszíni folyóvizek, villámárvizek tematikában.

→ Centeri Csaba (SZIE MKK Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet): felszíni degradációval, talajerózió modellezésével foglalkozik, utóbbi országos térképezését is végezte.

→ Jolánkai Zsolt (BME - Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszékről (VKKT)): diffúz tápanyag-terjedés modellezésével foglalkozik elsősorban, tápanyag emissziókkal illetve ezeknek a beszivárgási útvonalaival. Munkáiban német kutatók által fejlesztett, robusztus, empirikus MONERIS modellt (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) használta.

→ Kozma Zsolt (BME - Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszékről (VKKT)): elsősorban a belvizes területek problematikájával foglalkozik, folyamat alapú, hidrológiai modellezésben jártas, elsősorban az árvíz kockázat-csökkentés a szakterülete.

→ Decsi Bence (BME - Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszékről (VKKT)): a VKKT-n készíti doktori munkáját, Kozma Zsolt témavezetése alatt. Kitűzött témája nagyon jól illeszkedik a Hidrológia-SzMCs munkájához, bizonyos hidrológiai ŐSz-ek térképezését és modellezését tervezi.

→ Pinke Zsolt (ELTE): az aszályérzékeny területeket és a talajvízszint évtizedes csökkenését kutatja.

→ Kardos Máté Krisztián (BME - Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszékről (VKKT)): vízminőségi monitoring adatok statisztikai alapú feldolgozásával foglalkozik. Kutatásaiban azt vizsgálja, hogyan, milyen statisztikai összefüggések írhatók fel kisvízfolyások fiziko-kémiai vízminősége és a vízgyűjtőjük néhány egyszerű, országos adatbázisokból kiolvasható jellemzője között.

→ Pataki Beáta, építőmérnök (Debreceni Egyetem - Építőmérnöki Tanszék): korábban a VITUKI-nál dolgozott vízminőség-szabályozás és integrált vízgyűjtő gazdálkodás témakörben, részt vett a WETWIN projektben, melynek keretén belül ŐSz megközelítésben vizsgálták a gemenci árteret. Ezen belül jártas a hidrológiai modellezésben és a vízminőség modellezésben.

→ Jolánkai Géza nyugalmazott egyetemi tanár, eredetileg vízépítő mérnökként tanult, de korán a vízi környezettel kapcsolatos témák váltak fő kutatási területévé a VITUKI Vízminőségvédelmi Intézetében. Az ökohidrológia tudományterületének egyik megalapozója, és több nemzetközi intézményben és egyetemen is dolgozott és oktatott ökohidrológiával és vízi környezetvédelemmel összefüggő tárgyakat (pl. brüsszeli VUB egyetemen). Sajnos a kézirat lezárása előtt elhunyt.

A talajjal kapcsolatos folyamatok áttekintésében és értékelésében az ATK TAKI, mint konzorciumi partner, munkatársai is részt vesznek, többek közt Pásztor László, Bakacsi Zsófia, Koós Sándor, Laborczy Annamária, Makó András, Tóth Brigitta.

A térképek egy részének elkészítésében a Lechner Tudásközpont munkatársai, elsősorban Pataki Róbert, Lehoczki Róbert, Belényesi Márta, Petrik Ottó nyújtottak segítséget.

1. BEVEZETÉS

A víz az élet alapja – ez megjelent a komplex értékelési folyamat elejétől kezdve, a projekt kezdetén lefolytatott interjúkban és azt követően az ökoszisztéma-szolgáltatások (ÖSz) prioritizálása során is, a sok, vizes vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatás kiválasztásában (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2018). Az ÖSz prioritizálási folyamat végeredményeként az alábbi hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése és térképezése lett célként kiválasztva: hegy- és dombvidéki (továbbiakban dombvidéki) és síkvidéki árvíz kockázat csökkentés; erózió elleni védelem; szűrőkapacitás és aszály mérséklés. A víz jelenléte, elérhetősége, mennyisége és minősége jelentős szerepet játszik egy adott területen kialakuló természetes ökoszisztéma jellegének és állapotának meghatározásában, ugyanakkor fontos az emberi szükségletek és biztonság kielégítését szolgáló gazdasági és gazdálkodási formák, szabályozási tevékenységek (beleértve az árvíz által okozott kártételek elleni védekezést is) szempontjából is.

Az ökoszisztémák – jellegüktől és állapotuktól függő mértékben – hozzájárulnak a hidrológiai ciklus fenntartásához, az egyes hidrológiai elemek által kiváltott folyamatok szabályozásához, ugyanakkor ki is vannak téve ezen folyamatok hatásainak. Az ökoszisztémák tűrőképességük, rugalmasságuk függvényében képesek elviselni a szélsőséges hidrológiai hatásokat, sőt mérsékelik is azokat, ugyanakkor a számukra kedvező hidrológiai körülmények biztosítják az ökoszisztémák jó állapotának, egészségének megőrzését, a biodiverzitás fenntartását és az ökoszisztéma-szolgáltatások változatosságát. A fentiek alapján belátható, hogy a hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének eredményei mind a természetvédelem, mind a vízgazdálkodás számára relevánsak lehetnek, valamint a település- és tájgazdálkodás területén is használhatók.

A hidrológiai ÖSz-ek esetében is különösen igaz, hogy a növényzet ökológiai funkciói alapozzák meg az ökoszisztéma által nyújtott szolgáltatásokat, így minőségük, mennyiségük a funkciók működőképességét tükrözi. Sokszor a természetközeli ökoszisztémák magasabb szinten nyújtanak hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatásokat. A létrejött szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatás és annak minősége erősen függ a lokális környezeti adottságoktól is, hiszen pl. az erózió csökkentése a lejtős területeken valósulhat csak meg. Az is előfordulhat, hogy egyes szolgáltatásokat olyan élőhelyek biztosítanak nagyobb mértékben, melyek nem honos fajokkal fertőzöttek, pl. cserje özönfajok által dominált erdők jobban visszatartják a csapadékot. Ezért is kell körültekintően, komplex módon az ökoszisztéma-szolgáltatások elemzését végezni.

A komplexitást növeli és a vizsgálatokat még inkább nehezíti az, hogy a hidrológiai ökoszisztéma szolgáltatások dinamikusan változhatnak mind térben, mind időben. Ez egy újabb dimenziót ad a felméréshez, melynek reprezentálására/befogadására a keretrendszer csak mérsékelt alkalmas.

Ez a többdimenziós komplex megközelítés kiemelten fontos a vízi és vízparti ökoszisztémák, valamint egyéb vizes élőhelyek tekintetében, ahol a hidrológiai folyamatok befolyásolhatják a teljes ökológiai rendszer működését. A hidrológiai folyamatok azonban ma már jelentős részben ember által befolyásoltak, így az élővilág, az ÖSz-ek, a beavatkozások és az emberi életminőség bonyolult kapcsolata és egymásra hatása megnehezíti az összefüggések feltárását. Pedig erre nagy szükség van, hiszen a vizes élőhelyek erősen veszélyeztetettek (EEA 2018, Costanza *et al.* 2014, Visconti *et al.* 2018), miközben éppen ezek az életközösségek lehetnének a globális vízhiány leküzdésének egyik segítői (Martin-Ortega *et*

al. 2015). Az emberi igények és a növényzet komplex összefüggésére lehet egy példa a katasztrófális vízhiány, ami a közelmúltban Dél-Afrikában pusztított, ahol a nagyvárosokban vízkorlátozást kellett elrendelni. Egy behurcolt, idegenhonos fenyő elszaporodása következtében a honos növényzethez képest jelentősen megnőtt a párologtatás a vízgyűjtőn, ami hozzájárult a vízhozam csökkenéséhez. A helyreállítással (fák kivágásával) javult a vízháztartás (Holmes *et al.* 2020). Ilyen esetben, ha nem értjük meg az ökoszisztéma-szolgáltatások és a növényzet összefüggését, nem találjuk meg a megoldást a problémákra.

A hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításához, mint láttuk, nemcsak a vizes élőhelyek járulnak hozzá, hanem eltérő mértékben az összes ökoszisztéma. Ezen összefüggések feltárása és értékelése a célja e tanulmánynak, mely az alábbiak szerint épül fel.

Az **1. fejezetben** egyrészt az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés elméleti keretrendszerét mutatjuk be (1.1), majd a hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatások háttérét, tágabb kontextusba helyezve az értékelésre kiválasztott tételeket (1.2). Kitérünk röviden a követett módszertanra (1.3), és a tanulmány megismert korlátaira, bemutatván, mire nem terjed ki az értékelésünk (1.4). A hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatások közötti összefüggéseket a 1.5 fejezet mutatja be, kitérve a hasonlóságokra és az eltérésekre. A bevezetést egy rövid összefoglaló zárja, melyben az értékeléshez kiválasztott indikátorokat tekintjük át tömören (1.6).

A **2. fejezetben** vázoljuk fel a módszertan kidolgozásának folyamatát, elméleti háttérét és a technikai részleteket, míg a mintaterületi módszertant az egyes ŐSz-ekhez tartozó fejezetekben részletezzük. Ez a fejezet több olyan megközelítést is felvázol, melyet végül elvetettünk, de megjelenítését fontosnak tartjuk a munka és a gondolatmenetek dokumentálása szempontjából. A szakértői becslésen alapuló indikátorok fejlesztéséhez **szakirodalmi feltárást** végeztünk, illetve meglévő (távérzékelte) adatokat tekintettünk át. Ezeket a részleteket külön-külön **mellékletként** mutatjuk be (1. melléklet – Az ökoszisztéma állapothoz kapcsolódó irodalmi áttekintés, 2. melléklet – A potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás szintjén kidolgozott értékelés háttere).

Az országos szinten kidolgozott értékelések elsősorban szakértői becsléseken alapulnak, és olyan egyszerűsítéseket tartalmaznak (lásd 2. fejezet), amelyek lehetővé teszik, hogy az egész országra alkalmazzuk a módszert. Mintaterületi szinten, pl. egy-egy vízgyűjtőre, ennél sokkal finomabb (pontosabb, komplexebb) módszerek állnak rendelkezésünkre. Egy ilyen mintaterület (Zala vízgyűjtője) segítségével dolgoztunk ki bizonyos tényezőket (a talaj vízgazdálkodási tulajdonságaira vonatkozóan) az országos értékelés számára is, ezért ez a fejezet az országos értékelést bemutató, 2. fejezetben belül kapott helyet. Ezen a dombvidéki mintaterületen végzett további elemzéseket, melyek az országos, egyszerűbb megközelítés pontatlanságait hivatottak feltárni, a **3. fejezetben** mutatjuk be. Ehhez hozzájárul egy második mintaterületi elemzés is (Szamos-Kraszna Közi belvízvédelmi szakasz), mely a lehetséges belvív-visszatartás kérdését egy síkvidéki területen járja körbe, különböző módszerekkel. Az országos és a mintaterületi modellezés közös tanulságait a **4. fejezetben** vonjuk le.

A szakszavak közötti eligazodást az **5. fejezetben** található **Hidrológia-szószedet** segíti (az ökoszisztéma-szolgáltatás témakörre specifikus általános szószedeten túl), mely a teljes, összes munkacsoport munkáját tartalmazó tanulmány végén található („Legfontosabb alapfogalmak és rövidítések” című rész.). Az ökoszisztéma-szolgáltatás témakörhöz, illetve a NÖSZTÉP-en belül használt definíciókhoz, értelmezéshez mindenképpen érdemes a projekt keretében elkészült, további koncepcionális dokumentumokat elolvasni.

1.1. Az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés elméleti kerete

Az értékelendő ÖSz-ek listáját azok ÖSz-ek nemzetközi kategóriarendszerének (CICES 4.3, Haines-Young & Potschin 2012) magyar fordítású, részben már a hazai viszonyokra adaptált verziója (CICES-HU) alapján dolgozta ki a NÖSZTÉP ÖSz értékelésért és térképezésért felelős munkacsoport, széles körben bevont szakértők segítségével (priorizáló workshopok, Vezetői Szakértői Panel; Kovács-Hostyánszki *et al.* 2018).

Az ÖSz-ek keretrendszere, melyen belül a kiválasztott tételeket értékeljük, lehetőséget ad arra, hogy több ÖSz-t és ökológiai állapotjelzőt térben explicit módon felmérjünk és összevegyünk. A párhuzamosan végzett értékelések eredményeinek szintézise lehetővé teszi, hogy tájhasználati alternatívákat mérlegeljünk, és annak fényében, hogy adott ponton mely ÖSz-ek mennyire hangsúlyosak, akár kezelési/gazdálkodás/tájhasználati döntéseket is megalapozzunk. Ahhoz, hogy az értékeléseket érdemben össze tudjuk vetni, elengedhetetlen az egységes struktúra követése, valamint bizonyos értékelési szabályok betartása. Az értékelés alapjaként elfogadott ÖSz-kaszád (Haines-Young & Potschin 2018) négy, különböző módon értékelhető szintre osztja be az ökoszisztéma-szolgáltatások folyamatát: 1. ökoszisztémák állapota, 2. ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitások (potenciális ÖSz), 3. ténylegesen igénybe vett szolgáltatások, 4. jóllét fenntartása vagy növelése.

Az első szint az ökoszisztémát, illetve annak állapotát jellemzi az adott ÖSz-ek szempontjából. Itt a számunkra érdekes feladat abban áll, hogy adott ÖSz-re releváns, minőségét (épségét) mutató tulajdonságait értékeljük az egyes ökoszisztémáknak. SzMCs-ken átívelően azt tapasztaltuk, hogy sok ÖSz esetében nagyon kevés irodalmi példa van erre a munkafolyamatra nézve. Az ökoszisztémák állapotát a „hagyományos” természetvédelem sok éven át vizsgálta, jellemezte a legkülönbözőbb módszerekkel és indikátorokkal. Ezen indikátorok viszont elsősorban az egyes élőhelytípusok/ökoszisztémák (integritás, illetve „ökoszisztéma egészség” értelemben vett) állapotának minősítésére vonatkoztak, nem pedig az ebből adódóan megvalósuló szolgáltatások befolyásolására. Az ökoszisztémák állapotának (többek közt a biodiverzitásnak, de egyéb komponenseknek is) hatása a funkciókra, az ÖSz-ekre a mai napig nem kellőképpen tisztázott, nem kvantifikált. Tudjuk például, hogy fontos az erdők jó állapota, de nehéz megmondani, hogy a „jó állapot” melyik jellemzője – koreloszlás, természetesség, diverzitás, vagy ezek valamilyen kombinációja - biztosítja az egyes hidrológiai funkciókat, pl. a lefolyás mérséklését. Továbbá egyes változókat alkalmazhatunk akár az ökológiai állapotot leíró szerepben, majd konkrétan az ÖSz-t meghatározó szerepben is.

A következő kaszkádszinten, a „potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás” alatt az adott helyen, adott ökoszisztéma által, annak adott állapotában, fenntartható szinten, potenciálisan nyújtott ÖSz-t értékeljük. Ez azt jelenti, hogy:

→ csak azt az ökoszisztémát (ökoszisztéma-főtípust) értékeljük, ami jelenleg ott van. Amennyiben más, az adott helyen elméletileg lehetséges ökoszisztémákat értékelnénk, értékelésünk már nem a jelen állapotra vonatkozna, komolyabb tájhasználati változásokat igényelne/feltételezne. Mivel ez nem csupán egy többé-kevésbé csekély eltérés a kezelésben, ami esetleg az ökoszisztéma állapotát befolyásolhatná, hanem egy komolyabb és hosszabb távú (akár társadalmi alapú szintű) menedzsment folyamat eredménye, ezért ezt a jövőképtervezés, illetve -elemzés során lehet értékelni. Ezért az értékelések számításánál egyik hidrológiai ÖSz-nél sem tételeztük fel, hogy más növényzet (pl. potenciális természetes vegetáció, vagy mindenhol erdő) lenne adott helyen, mint amit az Ökoszisztéma-alaptérkép mutat.

→ Csak azt az ÖSz-t értékeljük, amit reálisan, adott helyzetben nyújthat egy adott ökoszisztéma. Amennyiben ezt állapota, vagy tájhasználati, geomorfológiai adottságok (pl. gátak) miatt nem nyújthatja, az adott ponton, az adott ÖSz szempontjából felvett érték 0. Például a „tűzifa ÖSz” potenciális szintje a szántón 0, a „humuszképződés ÖSz” is 0 a városi betonozott, vagy térkövezett felületeken. Más példa a nagytáblás monokultúrák agrártáj a „rekreáció ÖSz” szempontjából közelít a 0 felé, pedig egy diverzebb, kisparcellás kultúrtáj (ami adott, értékelésre kerülő helyen viszont éppen nincsen) akár kifejezetten vonzó is lehetne ebből a szempontból. Így a gátak által a víz elől elzárt, mentesített ártér értékelése is 0 kell, hogy legyen az „árvíz kockázat-csökkentés ÖSz” szempontjából, mivel fizikailag el van határolva a víztől. Ez nem jelenti azt, hogy más ÖSz szempontjából ne lehetnének kifejezetten értékesek ezek a területek.

Ezek az értékek a jövőkép-értékelés során változhatnak (részben) akkor, ha például a felállított jövőképben a vizsgált terület már más tájhasználat alatt áll. Az ökoszisztéma állapot és a potenciális ÖSz szintjén viszont csakis az adott helyzet értékelésének van értelme.

A „tényleges ÖSz” szintje, mint „az emberek által ténylegesen igénybe vett szolgáltatás” a potenciális ÖSz-nél könnyebben értelmezhetőnek tűnik, azonban itt is rejlenek nehézségek. Az ellátó szolgáltatások körében jól értelmezhető: a meglévő „kínálatból”, mekkora hányadot veszünk ki, hasznosítunk (pl. fakitermelés). Ezen adatokat a potenciális szintet jellemző modellektől függetlenül, elsősorban meglévő adatbázisokból (mint tényleges kitermelés, termények, stb.) tudjuk kivenni, az ÖSz értékelésünkbe beilleszteni. A szabályozó szolgáltatásoknál azonban nem egyértelmű, hogy a potenciálisan nyújtott szolgáltatás mely része tekinthető az ember számára hasznosnak, az ember által „ténylegesen igénybe vettnek”. A lefolyásmérséklésénél például, mely a dombvidéken felelős az árvíz kockázat-csökkentéséért, bár kalibrált hidrológiai vízgyűjtő modellek segítségével becsülhető, hogy mennyi (hány mm) csapadékot fogott meg a növényzet, azt jelenleg nem tudjuk országosan megmondani, hogy a visszatartott csapadék mekkora része okozott volna árvizet, amennyiben nem tartja vissza az ökoszisztéma. (Erre legfeljebb kistérségi vízgyűjtő szintjén, csak további adat- és számításgényes 1D-2D hidrodinamikai modellszimulációkkal és geotechnikai elemzésekkel lehet pontosabb becslést végezni.) Így tehát országos szinten azt sem tudjuk, hogy mennyiben vettük igénybe az ökoszisztéma árvízcsökkentő szolgáltatását. Az ökoszisztémák szerepéről, jelentőségéről talán szemléletesebb képet kaphatunk, ha ezen a helyen, „tényleges ÖSz”-ként megjelenítjük azt a különbséget, ami a növényzettel, ill. növényzet nélkül számított modellek eredménye.

Ahol az ÖSz tényleges használatát nem tudtuk becsülni – ami több szabályozó szolgáltatásnál előfordult – ott a szolgáltatás „fontosságát” az iránta fennálló igénnyel lehet bemutatni. Fontos azonban szem előtt tartani, hogy az „igény” nem ugyanaz, mint a tényleges ÖSz használata (ld. 3.1.3). Az igény, az emberi használat oldaláról közelít, nem mutatja, hogy ténylegesen mennyi ÖSz-t vettek igénybe, csupán a keresletet. Az „igény” nem szerepel a kaszkád-modellben, inkább kiegészítője a modellnek, mely a „tényleges használattal” vagy találkozik, egyensúlyban van – kielégítődik az összes igény – vagy sem. Az igény megjelenítésére használható pl. az érintett emberek száma (egy városban pl. egy zöldterület vonzáskörzetében lakók száma), vagy az érintett terület kiterjedése (pl. mekkora területet árasztana el a folyó, ha nem lenne a település/egyéb emberi infrastruktúra/érték feletti folyószakaszon egy ártéri erdő).

A Hidrológia SzMCs is a felvázoltak mentén kereste az értékelés lehetőségeit. Azonban ahogy az a fentiekből látható, a kaszkád keretrendszer alkalmazása a szabályozó szolgáltatások esetében (ahová az összes itt értékelt hidrológiai ÖSz is tartozik) sokszor nehézségekbe ütközik az egyes kaszkád szintek értelmezése.

1.2. A Hidrológiai SzMCs-ben értékelt ökoszisztéma-szolgáltatások áttekintése és rövid ismertetése

A hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatások a természetben végbemenő hidrológiai ciklus egyes elemeinek és az azok által előidézett extrém eseményeknek a **szabályozásához** kapcsolhatók. A különböző ökoszisztémák az **ökoszisztémák típusától és állapotától függően**, eltérő mértékben, közvetlen vagy közvetett módon fejtenek ki ilyen jellegű szabályozó hatást a bennük lezajló fizikai/kémiai/biológiai folyamatok révén. Így a hidrológiai **ÖSz-ek** körébe tartozik például a talajvízben/vizes közegben lévő szennyező anyagok szűrése a növények életműködéséhez kapcsolódó szerves tápanyag felvétel segítése, vagy a transpiráció a lefolyáscsökkentésben. De hidrológiai ÖSz az abiotikus elemek tározó/vízvisszatartó képességéhez kapcsolódó ÖSz is, például az extrém események mérséklése kapcsán a hullámtér domborzati adottságait kihasználó árvízszint csökkentése.

Más szempontból nézve a hidrológiai ÖSz-ek különböző tudományterületek (ökológia, hidrológia, ökohidrológia, botanika, talajtudomány, stb.) és ágazatok (természetvédelem, vízgyűjtő-gazdálkodás, vízkészlet-gazdálkodás, árvízvédelem, erdőgazdálkodás, mezőgazdaság, stb.) metszéspontjában állnak, illetve **az ökoszisztémák a hidrológiai ÖSz-ek mellett**, akár egyidejűleg **számos egyéb ÖSz-t is nyújtanak**. Emiatt:

- az értékelésük interdiszciplináris megközelítést igényel,
- a hidrológiai ÖSz-eket célszerű az összes egyéb ÖSz kontextusában értelmezni, mint ahogyan más ÖSz-ekről is csak akkor kaphatunk egy teljes képet, ha az egyes értékeléseken túllépünk, és integráltan nézzük (ez már a jelenlegi elemzésen túlmutat, de fontos szem előtt tartani),
- valamint az eredmények számos ágazat fejlesztési stratégiába illeszthetők.

Fontos hangsúlyozni, hogy a **hidrológiai ÖSz nem keverendő össze a vízi ÖSz-szel!** A „hidrológiai ÖSz”-eket gyakran egyben említik a „vízi ÖSz”-ekkel (pl. Martín-Ortega *et al.* 2015), melyekbe beleértjük a vizes élőhelyek és vizek által nyújtott ÖSz-eket (Brauman 2016). Ezzel szemben a hidrológiai ÖSz-ek a hidrológiai folyamatokra fókuszálnak, melyek csak (kisebb) részben mennek végbe vizes élőhelyeken (pl. ártereken). A hidrológiai ÖSz-ek a CICES rendszer „Fenntartó és Szabályozó szolgáltatások” szekciójában jelennek meg, melyek nagyrészt értelmezhetők mind szárazföldi, mind pedig vízi ökoszisztémák esetében. Ugyanakkor a vízi ökoszisztémák esetében minden ÖSz szekció megjelenhet (lásd 1. szövegdoboz), vagyis itt a hidrológiai ÖSz egy szolgáltatás-csoport a fenntartó és szabályozó szolgáltatások körében, az ellátó és kulturális szolgáltatások mellett. A hidrológiai ÖSz-ben a „hidrológiai” kifejezés a szolgáltatás jellegére utal, míg a vízi ÖSz-ek esetében a „vízi” kifejezés az ökoszisztéma típusát jelöli. A vízi ökoszisztémák szolgáltatásait az 1. szövegdoboz csak röviden tekinti át, mivel ezek értékelése nem a jelen tanulmány célja.

1. szövegdoboz: A vízi ökoszisztémák szolgáltatásai

Vízi ökoszisztémák körébe soroljuk mind a folyó- és állóvizet (Ökoszisztéma alaptérkép, 6. élőhelykategória), mind a vizes élőhelyeket (Ökoszisztéma alaptérkép, 5. élőhelykategória). A nemzetközi irodalom a vízi ökoszisztéma-szolgáltatások elemzésénél gyakran felsorolja a határos szegélyzónákat is, pl. az árterek menti vízjárta területeket és a vízparti területeket tágabb környezetben (gyümölcsösök, szántók, legelők az árteren belül). Ezeket a területeket célszerű bevonni egy terület értékelésébe, hiszen a fizikai folyamatok és az emberi használat szempontjából is szorosan összefüggenek.

Nemzetközi szisztematikus irodalmi áttekintések 20-32 különböző vízi ökoszisztéma-szolgáltatást gyűjtöttek össze (Hanna *et al.* 2018; Kaval 2019). A vizeknek és a vizes

ökoszisztémáknak sok alapvető ellátó szolgáltatása lehet: tiszta ivó- vagy öntözővíz, hal emberi fogyasztásra, tetőfedésre nád, gyékény, az ártereken gyümölcs-termesztés, legelők (Keeler *et al.* 2012; Reynauld & Lanzanova 2017; Hossu *et al.* 2019; Tomscha *et al.* 2017). Rekreációs és kulturális szempontból többszörösen is kiemelkedők: fürdésre, kenúzásra, kajakozásra, horgászatra alkalmasak ezek az élőhelyek, inspirációt, felüdülést adnak, kikapcsolódhatunk, gyönyörködhetünk bennük, vagy akár spirituális helyként is érzékelhetjük, és helyi közösségek kötődését jellemezhetik (Thiele *et al.* 2020; Hanna *et al.* 2018; Hossu *et al.* 2019; Wantzen *et al.* 2016). Maga a víz látványa is már pozitívan hat elménkire (Corral-Verdugo *et al.* 2015). Sok jelentős szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatást is nyújthatnak a vizek és a vizes élőhelyek, így pl. talaj-, hordalék- és tápanyag-visszatartást, a lefolyó víz tisztítását, a kialakult árvíz csökkentését, a levonuló árhullámot késleltethetik, valamint a talajvíz visszapótlásához is jelentősen hozzájárulhatnak, és a mikroklíma szabályozásában is fontos szerepük van a párolgás, árnyékolás révén (Bullock & Acreman 2003, Aldous *et al.* 2011, Tomscha *et al.* 2017, Hossu *et al.* 2019). Élőhelyként, fészkelő vagy ivóhelyként is kiemelkedők sok faj számára, nem hiába élveznek nagyobb vizeink területei mind Natura 2000-es védettséget.

A Magyarország területén található vízi ökoszisztémák megjelenésükben, működésükben és állapotukban is nagyon egyediek és diverzek (Borics *et al.* 2016, Honti *et al.* 2020). Ennek megfelelően nagyon eltérő, hogy adott helyen milyen ökoszisztéma-szolgáltatások valósulhatnak meg, melyekre van igény és mit tud nyújtani az ökoszisztéma.

Az ÖSz prioritizálás során a CICES-HU listában szereplő hidrológiai ÖSz-ek közül kiválasztott típusok meghatározását pontosítani, finomítani és szűkíteni kellett az értékelés során. Az „árvíz kockázat-csökkentés”, „felszíni degradáció elleni védelem” és „hidrológiai ciklus fenntartása” a rendelkezésre álló adatok, információk, valamint a hazai prioritások figyelembevételével, a műhelymunkák és szakmai egyeztetések során átdolgozásra kerültek. Valamint kibővült a témák köre a vizekhez/lefolyáshoz kapcsolódó „szűrés/akkumuláció” folyamatok értékelésével. A Hidrológia SzMCs végül a jövőben várható adaptív és természetközeli vízgazdálkodási stratégiákhoz igazodva, a klímaváltozás kedvezőtlen hatásainak mérséklését is szolgáló alábbi 5 ökoszisztéma-szolgáltatás értékelését végezte el:

- síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés
- dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés
- felszíni degradáció (erózió) elleni védelem,
- szűrés (diffúz tápanyagterhelések szabályozása)
- aszálymérés

Az aszálymérés kivételével minden hidrológiai ÖSz a víz mozgásához kapcsolódik, ami azt is jelenti, hogy az egyes ökoszisztémák által nyújtott szolgáltatások nem helyben – pl. mint a mikroklíma szabályozása, élelmiszertermelés ÖSz-ek – hanem térben áthelyeződve is érvényesülnek és egymással szoros kapcsolatban állnak.

1.2.1. Síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés

A jelenlegi helyzetben a nagy folyóink **hullámterein¹ található ökoszisztémák** a középvízi mederből kilépő, de még a nagyvízi mederben (azon belül a hullámtéren) maradó árvizek esetében nyújthatnak árvíz kockázat-csökkentési ÖSz-t. A **folyószabályozások előtti ártéri területeken** (most mentett oldali ártér), az árhullám levonulása során, vagy akár attól függetlenül keletkező belvizek túlnyomó része mezőgazdasági területeken (szántón, kaszálón,

¹ a szakszavakat lásd a Hidrológiai szószerkesztésben a tanulmány végén

legelőn, stb.) vagy beépített belterületen jelent gazdasági kockázatot. A belvízi elöntésből származó vizet ugyanakkor a vizek helyben tartása elv alapján, a táji adottságokat kihasználó vízgazdálkodás eszközeként a Hidrológiai SzMCs nem kockázatnak, hanem az aszály mérséklését szolgáló víztartaléknak tekinti (és értékeli az aszálymérséklés ŐSz keretén belül). A hullámtéren túl az eredeti árterek a mai körülmények között, elválasztva a folyótól, nem járulhatnak hozzá az árvíz kockázat-csökkentéséhez, mivel nem kerülnek kapcsolatba a levonuló árral, nem tudják azt befogadni.

Magyarországon szinte minden síkvidéki vízfolyás szabályozott, árvízvédelmi töltések között található, azaz természetes árterülettel nem rendelkezik, ezért általában keskeny hullámtéren vonulnak le az árvizek. Folytonos árvízvédelmi töltéssel nem védett nyílt ártéri szakasz összesen nagyságrendileg 1162 km²-nyi található, ami az ország árvízzel veszélyeztetett területeinek alig több, mint 5%-a. (forrás: ÁKK Országos összefoglaló, 2015). A hazai **hullámterek az eredeti árterek mintegy 8%-át teszik ki** (Szlávik 2002), miközben hasonló mennyiségű víztömegeket vezetnek le napjainkban, mint a szabályozások előtt. Az itt található természetközeli szárazföldi és vízi ökoszisztémák fennmaradásának és jó állapotának **feltétele a folyó dinamikusan váltakozó vízjárása. A hullámterek feltöltődése** és a nagy folyóink (Duna, Tisza) **medrének mélyülése (berágódása)** maga után vonja a kis- és középvizek vízszintjének, valamint a folyómederrel hidraulikai kapcsolatban álló talajvízszint csökkenését, ezzel a vízfolyások mentén elhelyezkedő területek, így a **hullámterek száradását** is. A gemenci nyílt ártér esetében, a főmederből az ártérre kilépő - az ott található mellékágak, holtmedrek, morotvák vízutánpótlásához, vízcseréjéhez szükséges - árhullámok szintje és száma is csökken (Tamás *et al.* 2010). Ugyanakkor az elmúlt másfél évtizedben levonuló, korábbi vízszint-magasságokat rendre meghaladó árvizeknél megfigyelhető volt, hogy míg az árvízi vízhozamok nem nőttek, a vízállások erősen emelkedtek². Ez részben azzal magyarázható, hogy a vizek levezetését szolgáló nagyvízi meder (hullámterek) térfogata lecsökkent.

A hazai folyóinkon kialakuló, és a síkvidéki szakaszokon gondot okozó árvizek esetében a lefolyó víz mennyiségét a vízgyűjtő területen lehullott csapadék és lefolyás (összegyülekezés) jellemzői, míg a kialakuló vízszinteket a jelenlegi magyarországi gyakorlat szerint leginkább az **árvíz levezetését szolgáló nagyvízi meder átteresztő képessége** szabja meg. A nagyvízi mederben, illetve a hullámtéren található ökoszisztémák jellegüktől, állapotuktól és az árvíz szintjétől függő mértékben szabályozzák a lefolyás mértékét és sebességét, azáltal, hogy kitölthető tér biztosításával befogadják a vizet, ezzel csökkentve az alsóbb vízfolyás-szakaszok árvízi veszélyeztetettségét.

Összefoglalva: a síkvidéki ökoszisztémák kitölthető tér biztosításával a mozgásban lévő anyagot – vizet – befogadják, ezáltal csökkentik az árhullám-csúcsot.

1.2.2. Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés

A hegy- és dombvidékeken lehulló csapadék egy része felszíni lefolyást eredményez. Minél intenzívebb és nagyobb mennyiségű a csapadék, és minél gyorsabb az összegyülekezés, annál nagyobb valószínűséggel alakulhat ki árvíz, esetleg villámárvíz. A térfelszínen megjelenő víz összegyülekezését (mennyiségét és sebességét), melyet a hidrológiában a lefolyási tényezővel is jellemezhetünk, az alábbi tényezők befolyásolják:

- hidrometeorológiai és hidrológiai jellemzők:

² <http://www.ovf.hu/hu/arvizvedelem-1>

- a **csapadék** intenzitása, mennyisége, és a csapadékhullás időtartama;
- a területi **párolgás** mértéke;
- **beszivárgás** mértéke;
- az **intercepció** mértéke, azaz a növényzet lombzatán visszamaradó víz mennyisége (mely párolgás útján csökkenti a felszínre hulló csapadék mennyiségét, illetve a víz visszatartásával késlelteti/lassítja a csapadék térfelszínre történő jutását), melyet egyértelműen a növényzet, vagyis az ökoszisztéma típusa és állapota határoz meg.
- környezeti tényezők:
 - a terület **felszíni** viszonyai, melybe beletartoznak a lejtőviszonyok, expozíció és a víz visszatartását szolgáló kisebb terepmélyedések jelenléte;
 - a **talaj** és felszín közeli kőzet tulajdonságai, hiszen pl. a beszivárgás folyamata a csapadékhullás pillanatában megkezdődik, vagyis jó vízáteresztő képességű talaj, illetve a karszterületek felszíni lefolyást csökkentő hatása alacsonyabb intenzitású csapadék esetén jelentős lehet;
 - a **felszín érdessége**, mely a művelési ágon és módon túl magába foglalja a növénytakarót is, vagyis a növényzet vízvisszatartó, lefolyás mérséklő hatását (mivel a növény szárán lefolyó és lombzaton áthulló víz számára kedvezőbb feltételeket teremt a beszivárgásra), melyet az ökoszisztéma típusa és állapota határoz meg.

A felsorolt faktorok alapján jól látható, hogy a vegetáció, vagyis az ökoszisztéma a hegy- és dombvidéki területeken mind az **összegyülekező víz mennyiségét**, mind pedig az **összegyülekezési idő hosszúságát** jelentős mértékben befolyásolja, **mérsékelheti**. A kisebb mennyiségben, illetve hosszabb idő alatt összegyülekező felszíni lefolyás kisebb, illetve **ellapuló árhullámhoz** vezet, mely jelentősen hozzájárul az árvíz kockázat-csökkentéséhez. Ez a folyamat és az ehhez köthető ÖSz jól számszerűsíthető direkt hatással van a dombvidéki területek árvíz kockázatának csökkentésére. Ugyanakkor azzal, hogy az **ökoszisztémák a vízgyűjtő területek felső, hegy- és dombvidéki szakaszán visszatartják, mérsékelik a felszíni lefolyást**, egyidejűleg **csökkentik a síkvidéki vízfolyás szakaszokra, illetve befogadóba érkező vízhozamokat is**. Ezzel árvízi helyzetben csökkentik az árvíz kialakulásának veszélyét, különösen abban az esetben, ha a fő befogadóban (pl. Tisza folyó) az árhullámok szuperponálódása (összegződése, egymásra rakódása) jelentkezne.

Összefoglalva: a hegy- és dombvidéki ökoszisztémák a mozgásban lévő anyagot - vizet – megfogják és helyben tartják, ezáltal mérsékelik az dombvidéken összegyülekező felszíni lefolyást, így csökkentik az elöntés kockázatát. A jó állapotú, diverz ökoszisztémák vízvisszatartó képessége jobb.

1.2.3. Felszíni degradáció (erózió) elleni védelem

A természetes körülmények között lejátszódó felszínpusztulást geológiai erózióknak nevezzük, szemben az emberi beavatkozás hatására felgyorsuló eróziós folyamattal, amely meghaladja a talajképződés ütemét. A talajpusztulás általában a talajszemcsék túlnyomórészt mechanikai (víz és szél) hatásra történő elszállítását jelenti. A víz által okozott talajpusztulást (talaj)erózióknak, a szél által okozott talajpusztulást deflációnak nevezik. (A Hidrológiai SzMCs a felszíni degradáció elleni védelem értékelésénél a deflációval nem foglalkozik). Talajtani értelemben az erózió azon pusztító jellegű folyamatok összegzése, amelyek hatására a talaj felső rétege vagy fokozatosan elvékonyodik vagy gyorsan pusztul. Szélsőséges esetben a talaj teljesen el is pusztulhat, a felszínen pedig a terméketlen alapkőzet marad hátra.

A talajerózió során jellemzően a talaj felső, a felszínhez közeli, így szerves- és tápanyagban gazdag része a csapadékvíz által lemosódik. Ennek egyik következménye, hogy csökken a talaj tápanyag- és humusztartalma, romlik a szerkezete, ezáltal jelentősen csökken a talaj termőképessége, illetve sérül számos további funkciója, amelyekben a talaj szervesanyag tartalma fontos szerepet játszik. A talajerózió a szerves- és tápanyagban gazdag felső talajréteg pusztításával nemcsak a talaj termékenységét csökkenti, hanem súlyos környezetvédelmi problémákat okoz a lehordott talajjal mozgó és a lejtőn lefolyó vízzel lemosódó tápanyagokkal és kemikáliákkal. Az erózió következtében elhordott talajanyag ezen túl szedimentálódik, ami számos esetben az infrastruktúrák funkcionalitását zavarja (utakra történő felhordás, csatornák, vízelvezető-árkok feltöltése, eltömítése, stb.).

A talajpusztulás folyamataiban szerepet játszó tényezők két csoportra oszthatók: (i) a talajpusztulást kiváltó, valamint (ii) a talajpusztulást befolyásoló tényezőkre. A kiváltó tényezők a talaj elmozdításához és szállításához szükséges közeget és energiát szolgáltatják, a befolyásoló tényezők pedig ezeknek az energiáknak a talajra gyakorolt hatását csökkentik, vagy fokozzák. Az eróziót befolyásoló tényezők nem közvetlenül hatnak a felületi lefolyás megjelenésére és energiájára, hanem a felületi lefolyás keletkezésének feltételeit és a már létrejött felületi víz talajpusztító hatását szabályozzák. A befolyásoló tényezők lehetnek abiotikusak (a talaj vízgazdálkodása, szerkezete, nedvességi állapota és a talajfelszín érdessége), illetve biotikusak (növényborítottság).

A különböző ökoszisztémák növényborítottságuk révén különböző mértékben befolyásolják a vízerózió kialakulását. **Az erdőben többszintű faállomány esetén az első és a második koronaszint alatt a cserjeszint is jelentős mennyiségű csapadékot tart meg.** Az így csökkent mennyiségű és fékezett csapadék sem jut közvetlenül a talajfelszínre, mert nagyrészt felfogja az erdei aljnövényzet, valamint az avartakaró, ezért az erdei növényállomány a talajpusztulás hatását jelentősen csökkenti. Az erdős puszták füves növényzete zárt növényállomány esetén szintén védelmet nyújt a talajpusztulás ellen, hatása azonban nem éri el az erdőkét. **Az erdők letarolása, és helyükön legelők, vagy szántóföldi növénykultúrák bevezetése jelentősen csökkenti a növényzet talajvédő hatását. Minél zártabb a növényállomány és minél több szintű a természetett növény levélzete, annál jobban véd a csapadék szerkezetromboló hatásától.** A növények fejlődésük és növekedésük különböző szakaszaiban más-más növényfedettséget biztosítanak. A talajvédelem szempontjából igen lényeges tényező, hogy mely időpontban, és milyen hosszú ideig tart a legteljesebb talajborítás. A természetett növények közül a talajpusztulást legjobban az őszi kalászosok és a szálaskultúrák fékezik meg, melyek a tavaszi és nyári eleji záporok idején fedik a talajfelszínt legnagyobb mértékben.

Összefoglalva: az ökoszisztémák a talajt helyben tartják, ezáltal mérsékelik a víz általi talajerózió révén elszállítható anyag mennyiségét. A jó állapotú, diverz, többszintű erdők akadályozzák meg legnagyobb mértékben a talaj erózióját.

1.2.4. Szűrés (diffúz tápanyagterhelések szabályozása)

Az antropogén forrásokból (többnyire mezőgazdasági területekről, településekről) származó tápanyagok egyes természetes ökoszisztémákban akár hasznosulhatnak is. Ugyanakkor – különösen az állóvízi ökoszisztémák esetében a bekerülő szervesanyagok – megbonthatják az ökoszisztéma dinamikus egyensúlyát. Az érzékeny vízi ökoszisztémák védelme érdekében kifejezetten fontos, hogy a **teherbírásukat meghaladó diffúz forrásokból származó tápanyagmennyiség ne jelenjen meg az ökoszisztémákban.** Ugyanakkor az ökoszisztémák, különösen a települési zöldterületek, illetve

vizek/agrárterületek menti puffersávok, mint zöld infrastruktúrák, természet alapú megoldásokként ('nature based solution') jól használhatók a helyben keletkező diffúz szennyezések visszatartására, ezzel is csökkentve pl. a záporvízzel a csatornahálózatba, vagy (természetes) felszíni vízbe kerülő szennyezőanyagok mennyiségét, és így akár a szennyvíztisztító telep, vagy a víztest terhelését is.

A **szűrés fizikai és biológiai folyamata** a többi hidrológiai ÖSz-hez hasonlóan összetett.

A **fizikailag** visszatartható diffúz tápanyagok mennyisége tehát nagymértékben függ a **domborzattól**, a **növényzet sűrűségétől**, de a **lefolysis sebességétől** is, míg a **biológiai szűrés** intenzitását a **talaj** jellemzői által meghatározott **beszivárgás** és az **ökoszisztémák típusa és állapota** határozza meg elsősorban, hiszen itt mennek végbe azok a biokémiai folyamatok, melyek a tápanyagok / szennyezőanyagok felvételét biztosítják.

Összefoglalva: az ökoszisztémák a mozgásban lévő anyagot (szennyezőanyagot) megfogják, ezáltal fizikai és biológiai szűrést végeznek, azaz szabályozzák a **diffúz szennyezőanyagok** nagyobb területre való kijutását.

1.2.5. Aszálymérséklés

A hidrológiában az aszály négy fajtáját különböztetjük meg. Ezek és a hozzájuk rendelt meghatározó tényezők a következők (DMCSEE 2012):

- meteorológiai aszály (csapadék, hőmérséklet, párolgás): a normálistól lényegesen kevesebb csapadékösszeggel és/vagy nagyobb potenciális párolgással jellemzett időszak (erősen földrajzi hely és évfüggő).
- hidrológiai aszály (lefolysis, vízhozam, vízszintek, hóborítás): a vízgyűjtők normális viselkedésétől eltérő helyzetet előidéző állapota, ami a lefolysis, a vízfolyások vízhozamainak és vízszintjeinek csökkenéséhez vezet. A hidrológiai aszály pontos, számszerű megadása a vizsgált vízgyűjtők vízjárásának statisztikai jellemzői alapján lehetséges.
- mezőgazdasági aszály (talajnedvesség, talajvízszint): a mezőgazdasági haszonnövények fejlődését érdemben károsító relatív vízhiányos állapot, ami arra vezethető vissza, hogy a növények a fiziológiai igényeik kielégítéséhez nem jutnak elegendő vízhez. Ebből következik, hogy a mezőgazdasági aszály előállta nemcsak a fizikai feltételek függvénye (talajnedvesség, potenciális párolgás, stb.) hanem a növényfajta és a fenológiai fázis is befolyásolja.
- társadalmi-gazdasági aszály: a meteorológiai, hidrológiai és mezőgazdasági aszály miatt korlátozott hozzáférés bizonyos erőforrásokhoz, társadalmi javakhoz.

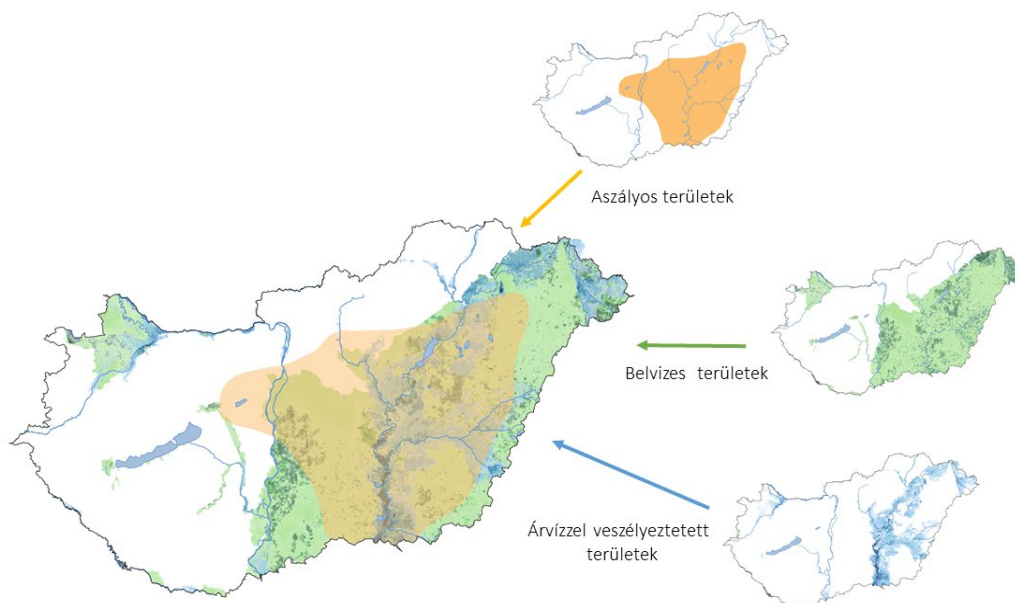
Az ökoszisztémák, legyen az természetes vagy ember által erősen átalakított (pl. mezőgazdasági kultúra) fennmaradásához nélkülözhetetlen a talajban található **talajnedvesség** és huzamosabb **meteorológiai aszály** esetén a **talajvíz** is. A talajnedvesség fenntartása, vagy csökkenésének mérséklése, illetve utánpótlása kulcsfontosságú lenne az aszály sújtotta területeken. A szélsőséges csapadékesemények miatt kialakuló villámárvizek mellett az aszály kialakulása függ leginkább a szélsőséges időjárástól, ilyen értelemben a klímaváltozástól.

Az OMSZ honlapján³ található információ alapján látható, hogy a nyolcvanas évek elejétől megfigyelt intenzív melegedés a hazai mért adatokban is megmutatkozik. Az elmúlt 36 évben csaknem **két fokot emelkedett a nyári középhőmérséklet**, mely különösen erősen jelentkezik a Tisza mentén, illetve az Alföld többi részén is. A **szélsőséges hőmérsékletekben bekövetkezett változásokat** jellemző trend értékek arra utalnak, hogy a klíma megváltozása a meleg hőmérsékletekkel kapcsolatos szélsőségek egyértelmű növekedésével és a hideg hőmérséklettel kapcsolatos szélsőségek csökkenésével jár a teljes múlt századot is felölelő időszakban.

Az átlagosnál bőségesebb csapadékkal vagy tartós szárazsággal járó események, periódusok előfordulási gyakoriságát az extrém csapadék indexek idősoraival és a bekövetkezett változásokkal jellemezzük. **A száraz időszakok** hossza (vagyis a leghosszabb időszak, amikor a napi csapadék nem éri el az 1 mm-t) **jelentősen megnövekedett a 20. század eleje óta**. A napi intenzitás, más néven **átlagos napi csapadékoság** (egy adott periódusban lehullott összeg és a csapadékos napok számának hányadosa) nyáron szintén jelentősen megnövekedett. Az átlagos napi csapadékok növekedése arra utal, hogy a **csapadék egyre inkább rövid ideig tartó, intenzív záporok, zivatarok formájában hullik**. Ezen folyamatok mindegyike **elősegíti a mezőgazdasági aszály kialakulását**, ugyanakkor bizonytalan annak megítélése, hogy milyen mértékben változtatja meg a belvizek kialakulását.

Mint az az 1. ábrán látható, Magyarország vízveszélyes területei, vagyis az aszályos, belvizes és árvizes területek részben átfedik egymást. Ezért különösen ezeken a területeken indokolt az átgondolt, táji adottságokat és a hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatásokat a lehető legnagyobb mértékben kihasználó, a **vizek helyben tartására építő integrált vízgyűjtő-gazdálkodás**. Látható, hogy az **aszályos és belvizes területek átfedése** jelentős. Az aszálymérésnél ÖSz értékelésénél ezért is koncentráltunk az alföldi területekre, ahol részben már igazolt az a megközelítés, hogy az elsősorban természetes terepmélyedésekben jelentkező **belvizek helyben tartása** egy potenciális megoldás lehetne az **aszálymérésnél** szempontjából.

³ https://www.met.hu/eghajlat/eghajlatvaltozas/megfigyelt_valtozasok/Magyarország/



1. ábra: Magyarország hidrológiai szélsőségekkel leginkább érintett területei (Somlyódi 2011, ÁKK 2015)

A fentiek alapján megállapítható, hogy gondoskodni szükséges az ökoszisztémák fennmaradásához, az emberi jóllét biztosításához szükséges víz helyben tartásáról.

Összefoglalva: az aszályméréséklés elsősorban tájhasználat-változással érhető el, egyrészt alacsonyabb párologtató képességű élőhelyek telepítésével (pl. gyepek restaurációja ültetvények helyén), másrészt a belvizek visszatartásával. A honos gyepek telepítése aszályérzékeny, belvizes területeken csökkenti a mezőgazdasági aszály megjelenését. A természetes terepmélyedésekhez kötődő ökoszisztémák az időszakosan jelentkező felszíni vizek helyben maradását teszik lehetővé, ezáltal mérsékelik az aszályt.

1.3. Az Ökoszisztéma–szolgáltatások értékelésének módszerei

A Hidrológiai ÖSz-ek országos értékelését az ÖSz-kaszád szintjei mentén (az ökoszisztéma-állapottól kezdve a potenciális ÖSz-en keresztül, a tényleges ÖSz-ig, lásd 1.1 fejezet) végeztük el. Az ÖSz-ek pontos meghatározása, lehatárolása, valamint a megcélzott funkciókat megfelelő módon reprezentáló mutatók (→indikátorok) kiválasztása egy különösen összetett kutatói feladat. Az összetett és bonyolult hidrológia rendszert leíró indikátorok szerteágazóak és számuk magas, ezért a Hidrológia SzMCs tagjai törekedtek arra, hogy legjobb szakismeretük szerint kiválasszák a legmegfelelőbbeket. A kiválasztás szempontjainál figyelembe vettük ugyanakkor azt is, hogy milyen adatok állnak rendelkezésre országos szinten, valamint, hogy érthetőek, kommunikálhatóak legyenek indikátoraink (van Oudenhoven *et al.* 2018).

Az ÖSz-ek értékelése során az országos értékelésre vonatkozó módszertan egy nagyon egyszerű mátrix-modellen alapult (Burkard *et al.* 2009, Jacobs *et al.* 2015), melyben szolgáltatás-értékeket rendelhetünk az egyes ökoszisztémákhoz. Ezt továbbfejlesztettük térben pontosító szabályszerűségek integrálásával (→szabály-alapú modellek; Arany *et al.* 2019, Kienast *et al.* 2009). A mátrix „feltöltése”, valamint a szabályok kialakítása szakértői

becsléseken alapultak, melyet a szakirodalomra támaszkodva és a Szakértői Munkacsoport résztvevőinek szaktudására, saját kutatási eredményeire és tapasztalataira alapozva hoztunk meg. Ez az eljárás az ÖSz értékelések körében bevett és ajánlott módszer, mely hatékonyan képes összegezni egyébként nagy és komplex szakterületi tudást (Campange *et al.* 2017, Roche & Campange 2019).

Az országos módszertant először mintaterületen teszteltük, majd pontosabb, kalibrálható, mintaterületi modellezéssel vetettük össze, annak érdekében, hogy az előbbi pontosságát, jóságát, valamint alkalmazhatóságát mérlegelni tudjuk. Az országos szinten kidolgozott értékelések olyan egyszerűsítéseket tartalmaznak, amelyek lehetővé teszik, hogy az egész országra alkalmazzuk a módszert. Mintaterületi szinten, pl. egy-egy vízgyűjtőre, ennél sokkal finomabb (pontosabb, komplexebb) módszerek állnak rendelkezésünkre (pl. InVEST, SWAT). Egy-egy ilyen mintaterület segítségével dolgoztunk ki például bizonyos tényezőket a talaj vízgazdálkodási tulajdonságaira vonatkozóan az országos értékelés számára is, valamint vetettük össze a modellek eredményeit.

1.4. Értékelési szempontok, korlátok

A kiválasztott hidrológiai ÖSz-ek értékelése során a Hidrológia SzMCs szakértői a következő alapvető megközelítéseket és elveket tartották szem előtt:

- a vizsgált terület, jelen esetben Magyarország (és a folyóink felső szakaszához tartozó országhatáron túli vízgyűjtők) geológiai és geomorfológiai adottságai, talajviszonyai, éghajlata, továbbá az antropogén hatások és a klímaváltozás határozzák meg a vízgazdálkodási és gazdasági szempontból **káros víztöbblet** (árvíz, belvíz) és **vízhiány** (aszály), valamint **vízminőségi** állapotok kialakulásának hátterében álló hidrológiai folyamatok egyes elemeinek térbeli és időbeli változását (*pl. csapadékhullás gyakorisága, intenzitása, térbeli mintázata és időbeli eloszlása, vagy éppen az ez által generált felszíni és felszínalatti lefolyások kialakulása, stb.*). Az itt zajló **hidrológiai folyamatok dinamikája** kihat a hidrológiai ÖSz-ek mértékére, időbeli alakulására és térbeli kihatására;
- az ökoszisztéma alatt a társulások és élőhelyük együttesét értjük, ezért **mind a biotikus, mind az abiotikus tényezőket** figyelembe vesszük az indikátorok meghatározásánál;
- a hidrológiai ÖSz-ek szempontjából három esetben (dombvidéki árvízcockázat-csökkentés, erózió elleni védelem, szűrés) is a szárazföldi ökoszisztémák társulásai, biotikus jellemzői közül elsősorban a **növényzet** szerepére fókuszálunk, hiszen a növényzet az a komponens, amit még leginkább befolyásolni tudunk tájhasználat/kezelés révén; továbbá a vegetáció meglétéhez, típusához, szerkezetéhez és állapotához kötődik a végbemenő folyamatok mértéke, intenzitása, gyorsasága;
- Két esetben (síkidék árvízcockázat-csökkentés, aszályméréséklés) az abiotikus tényezők (hidromorfológia, morfológiai tér, talajtulajdonságok) vizsgálatát helyeztük előtérbe, mivel a talaj víztartó és vízvezető képessége, illetve a víz mennyiségi és folytonossági kérdései határozzák meg elsősorban ezen ÖSz-eket;
- a vízi ökoszisztémák hidrológiai ÖSz-eit jelen kutatás során elkülönítve nem értékeljük, és mint korábban (1. szövegdoboz) kifejtettük, ÖSz kapacitásaik nagyon erősen variálhatnak; ugyanakkor az egyes ÖSz-ek értékelése során a reálisan lehetséges legnagyobb kapacitásokat feltételeztük;
- a Hidrológiai SzMCs-ben lefektetett rendszer-szemléletű megközelítés ellenére kapacitás hiányában a projekt keretein belül nincs lehetőségünk a **felszín alatti vizekhez** kapcsolódó folyamatokat külön tárgyalni. Ennek oka az, hogy a folyamatok

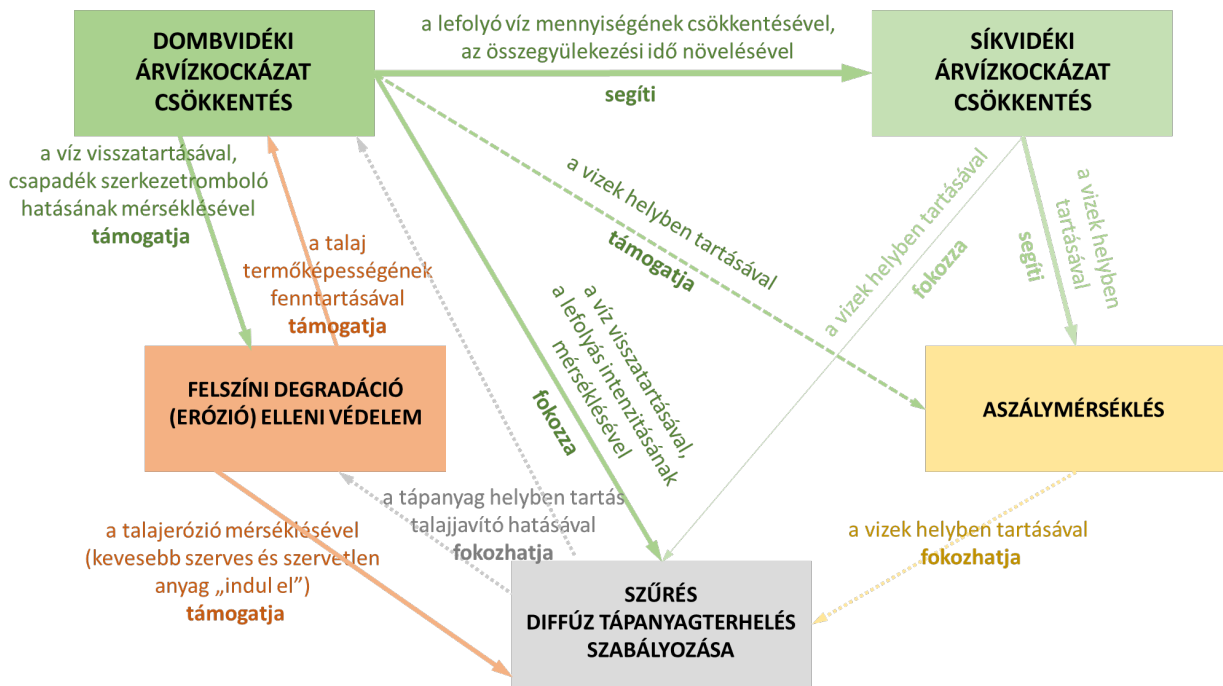
összetettsége, a környezeti feltételek lehetséges kombinációinak nagy száma miatt nem lehet megalapozott módon általánosítani, egyszerűsíteni a felszín alatti vizekhez köthető ÖSz-eket;

- a **felszínen lefolyó víz** mozgását, valamint az ahhoz szorosan kapcsolódó folyamatokat, mint erózió és szűrés (tápanyag/szennyezőanyag visszatartás), valamint az azt befolyásoló tényezőket mindig részvízgyűjtő vagy vízgyűjtő szinten, mint vízgazdálkodási alapegységen célszerű értelmezni („off-site” hatás: a szabályozó ÖSz-ek haszna nem csak helyben, az azokat nyújtó élőhelyeken érvényesülnek, lásd pl. a Hidrológia SzMCs által kiválasztott mintaterületeket);
- az **aszály** lokális, és több rész-vízgyűjtőre kiterjedő is lehet, de ebben az esetben is a szabályozás alapegysége a vízgyűjtő, hiszen a hidrológiai folyamatokat ezen az egységen lehet a legjobban értelmezni;
- az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése azonban ökoszisztéma szinten („on-site”, helyben, az élőhelyen) történik, így a vízgyűjtő szintű **szinergiák és trade-off-ok (csereviszonyok) nem tárhatók fel ebben a lépésben**;
- az ÖSz-ek kiválasztásánál fontos szempontok voltak a természetvédelmi és társadalmi relevancia, az érthetőség és a kommunikálhatóság. Az ÖSz-eket leíró indikátorok kiválasztásánál továbbá a következő szempontok játszottak szerepet: szakirodalmi relevancia, térképezhetőség, adatok elérhetősége, adatok minősége.

1.5. Összefüggések az egyes hidrológiai ÖSz-ek között

A hidrológiai ÖSz-ek mind olyan, a vízzel kapcsolatos szabályozó szolgáltatások, melyek a **víz mennyiségét** (árvíz kockázat-csökkentés és hidrológiai ciklus fenntartása), vagy a **víz minőségét** (pl. szennyező anyagok szűrése, melyhez szorosan kapcsolódik a talajerózió elleni védelem is) befolyásolják, szabályozzák. A víz mennyiségét és minőségét befolyásoló ÖSz-ek értékelése azért is komplex, mivel az ökoszisztémák, bár befolyásolják a víz körforgását, de a helyben lehulló csapadék mennyiségét közvetlenül nem határozzák meg (nem „termelik”, abban az értelemben, ahogy az ellátó szolgáltatások alapját adó biomassza termelődik) (Brauman 2016). Az egyes hidrológiai ÖSz-eket egy dinamikus kölcsönhatás-rendszerben (szinergiák, visszahatások) kell értelmeznünk, ami azért is jelent kihívást, mert az egyes ökoszisztémák különböző hidrometeorológiai körülmények között nem nyújtanak bizonyos hidrológiai ÖSz-eket, sőt akár negatív irányba hathatnak az ÖSz-eket befolyásoló folyamatokra.

A tárgyalandó ÖSz-eket (erózió elleni védelem, (dombvidéki és síkvidéki) árvíz kockázat-csökkentés, aszály mérséklés, szűrés) áttekintve feltűnő az ÖSz-ek **mögötti folyamatok hasonlóságai, összefüggései**. A dombvidéki területeken elérhető hidrológiai ÖSz-ek közös vonása, hogy a víz felszíni és felszín alatti áramlását is lassítják és csökkentik. Ezzel nemcsak a vízgyűjtőkön lejátszódó csapadék összegyülekezést szabályozzák (lefolyás), hanem a víz mozgásához köthető egyéb transzportfolyamatokat (erózió, szűrés) is. Míg az erózió szabályozása az emisszióra, azaz az anyag kibocsátására, a helyéről történő elmozdítására vonatkozik, addig a 'szűrés' a már mozgásban lévő anyag megfogására irányuló funkciót írja le ('transzmisszió', transzport csökkentése) (2. ábra).



2. ábra: A vizsgált hidrológiai ÖSz-ek közötti legfontosabb összefüggések

A hidrológiai folyamatok modellezésében a vízgyűjtő területén, a felszínen és felszín alatt zajló víz-, hordalék- és tápanyagmozgást meghatározó egyik legfontosabb tényező a közeg ellenállása. A felszín alatt ez döntően a talajtani adottságokon múlik (amit a művelés és a vegetáció jelentősen befolyásolhat). A víz felszíni összegyűlékezése esetén az ellenállás mértéke nagyban függ attól, hogy a felszíni érdességhez/struktúrákhoz képest mekkora vízmélység alakul ki (lepelszerű egyenletes, kis erécskék, patakocskák, egyenletes nagyobb vízmélység). A felszíni struktúrákat az ökoszisztémák többségénél részben a növényzet határozza meg, melynek különböző jellemzői (pl. száraz sűrűsége, merevsége, lombzat sűrűsége), eltérő módon befolyásolják az egyes folyamatokat. Ebből következik, hogy az ÖSz-ek közti hasonlóságok és kapcsolódások (ld. 2. ábra) nem feltétlen lineáris kapcsolatot jelentenek. Tehát a lefolyás- és eróziócsökkentő-, illetve szűrőképeség eltérő módon változhat az egyes felszínborítási típusok között. Míg az erózió, a szűrés és a lefolyás mérséklése szempontjából elsősorban a növényi száraz sűrűsége számít, addig a lefolyásnál és az eróziósnál a lombzat és az avartakaró sűrűsége is jelentős szerepet játszik. Utóbbi, a növényzet intercepciós kapacitása, mind a csapadék energiájának csökkentése (erózió elleni védelem) miatt, mind a visszatartott csapadék mennyisége miatt fontos. Az eróziósnál továbbá lényeges tényező az adott növényzet gyökérzetének sűrűsége a talaj megfogásának szempontjából, ezt azonban jellemzően nem szokták külön mérni. Az erózió-becslésnél használt növényzeti tényező, az ún. C-tényező viszont ezt magában foglalja.

Emellett a helyi éghajlati viszonyok, a talaj, illetve a domborzati viszonyok is jelentősen befolyásolják, esetenként meghatározzák az egyes ÖSz-ek létrejöttét, illetve eltérő mértékben szerepelnek az egyes megközelítésekben (1. táblázat).

1. táblázat: Áttekintés a hidrológiai ÖSz-ekről és az értékelésük során releváns tényezőkről. 'x' – releváns tényező a folyamat szempontjából, '-' – nem releváns. A folyamatok jellemzése szakirodalmon és bevett gyakorlaton alapul (Somlyódi 2018, Chapra 1997; US EPA 2016, OVGT 2015).

ÖSz	Síkvidéki árvíz-kockázat- csökkentés*	Dombvidéki árvíz-kockázat- csökkentés	Szűrés (diffúz tápanyag- terhelés kontroll)	Erózióvédelem (felszíni degradáció elleni védelem)	Aszálymérséklés
Mi a szolgáltatás konkrét tartalma?	Kialakult árhullám-csúcs csökkentése	Dombvidéki vízgyűjtőkön kialakuló lefolyás-mérséklése	A felszínen mozgó foszforformák visszatartása	Víz általi talajerozió által elszállítható anyag mennyiségének csökkentése	Belvíztározás lehetőségének biztosítása
Milyen folyamat, mit kontrollál?	Mozgásban lévő anyag (víz) befogadása	Mozgásban lévő anyag (emisszió/terhelés) megfogása (transzmisszió/transzport) + helyben tartása	Mozgásban lévő anyag (szennyeződés) megfogása (transzmisszió/transzport)	anyag (emisszió/terhelés) helyben tartása	víz helyben tartása
Növényzeti tényezők relevanciája az ÖSZ értékelésében					
Növényzet sűrűsége talaj mentén (szárak sűrűsége)	x	x	x	x	-
Növényzet felszín feletti (több méter) sűrűsége/ lombozata/ levélborítás /LAI	-	x	-	x	-
Növényzet merevsége	x	-	-	-	-
Egyéb, nem-növényzeti (abiotikus) tényezők relevanciája az ÖSZ értékelésében					
Talajtulajdonosságok	-	víz-tartó- és víz-vezető-képesség	víz-tartó-képesség	erodálhatóság	víz-tartó-képesség
Lejtő	-	lejtőszög	-	lejtőhossz, lejtőszög	-

ÖSz	Síkvidéki árvízcockázat- csökkentés*	Dombvidéki árvízcockázat- csökkentés	Szűrés (diffúz tápanyag- terhelés kontroll)	Erózióvédelem (felszíni degradáció elleni védelem)	Aszálymérséklés
Lefolyási hierarchia	-	x	x	-	-
Rendelkezésr e álló szabad tér	x	-	-	-	x

*amennyiben megvalósulhat, mert kijuthat az árvíz a természetes, hullámtéren kívüli ártérre is

1.6. A hidrológiai ÖSz-ek értékelése röviden (indikátorok)

A kiválasztott hidrológiai ÖSz-ek háttérének ismertetése után (1.2 fejezet), az itt következő fejezetben röviden bemutatjuk az egyes hidrológiai ÖSz-eknél alkalmazott értékelést az ÖSz keretrendszernek megfelelően (ld. 1.1 fejezet), az egyes ÖSz-kaszkszintekhez indikátorokat hozzárendelve.

- Síkvidéki árvízcockázat-csökkentés:** Az árvízvédelmi töltésen kívül eső, mentett oldali ökoszisztémák, melyek eredetileg az árterek szerves részei voltak és hozzájárultak az árhullám-csúcsok mérsékléséhez és időbeli eloszlásához, jelenlegi helyzetükben nem tudják teljesíteni árvíz-mérséklő funkciójukat, mivel árvízkor már nem kerülnek előtérésre (2.1.3 fejezet). (A rendkívüli, töltésszakadással, töltésáthágással vagy szándékos előtéréssel járó eseteket nem számítva.) Ezért született az a döntés, hogy ökoszisztéma-állapotként bemutatjuk, hogyan viszonyul a nagyvízi meder területe az Árvízi Kockázatkezelési tervben (ÁKK 2014) 100 és 1000 éves elárasztással jelölt területhez. Ezek jelzik, hogy a hazai folyók jelentős része gátak közé van szorítva, hullámterük le van szűkítve, így az eredetileg elárasztott, ma már inaktív, szélesebb árterek nem tudják már az eredeti ÖSz-t nyújtani, nem tudnak aktív ártérként működni. A *potenciális árterek* (mely NEM egyenlő a potenciális szolgáltatással) felmérése, ahol körültekintően, több tényezőt mérlegelven javasolni lehetne a víz tározását, egy érdekes továbblépési irány, amit a jövőkép-elemzés keretében szükséges vizsgálni. Potenciális ÖSz-ként a mesterséges tározótereket, a VTT (Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése) tározókat nevezhetjük meg. A síkvidéki árvízcockázat-csökkentés ténylegesen jelenleg a nagyvízi medrekben valósul meg, ezért ezek kiterjedésével vagy befoglalt terével jellemezhetjük.
- Dombvidéki árvízcockázat-csökkentés:** A dombvidéki árvízcockázat-csökkentés szempontjából az ökoszisztéma-állapotot (ÖÁ) leginkább a talaj vízgazdálkodási tulajdonságai (víztartó és vízáteresztő képessége) jellemzik (2.1.2.1). Ezt a potenciális lefolyási tényező komponenssel modelleztük, mely a talaj hidrofizikai tulajdonságain alapul (2.1.2.1). A potenciális szolgáltatás szintjén ennél az ÖSz-nél elsősorban a növényzet különböző struktúráinak sűrűsége számít, melyek felveszik és ideiglenesen tárolják felszínükön a csapadékot, csökkentve az azonnal lefolyó víz mennyiségét, valamint segítik a beszivárgást gyökérzetük révén és humuszanyagokkal való dúsítás által (2.1.2.2). Ezt az értéket szakértői becsléssel, irodalmi értékekre, valamint távérzékelt levélfelület értékekre alapozva határoztuk meg (3. táblázat). A növényzet mellett az ÖÁ jellemzőjeként említett talaj vízgazdálkodási tényezőt (talaj víztartó-

kapacitása és vízáteresztő képessége) is beépítettük a modellbe, valamint a domborzattól függő ún. 'Topographic Wetness Index'-et (TWI), ami lokálisan a lefolyási hierarchiát is leképezi (→ mely helyeken mennyi víz folyik össze, tehát mennyire „számít”, hogy adott helyen milyen a növényzet és a talaj vízvisszatartási képessége). A három tényező összeszorozva határozza meg egy adott térképi cella potenciális árvíz-kockázat-csökkentési képességét a modellünkben. Az árvíz-kockázat-csökkentés vízgyűjtőre vonatkozó országos értékelését a 3. kaszkádszinten elvetettük, mivel ez meghaladja a lehetőségeinket (bővebben ld. 2.1.2.3). A ténylegesen igénybe vett ÖSz-t bár nem tudjuk értelmezni, helyette az ÖSz iránti igényrel, az árvíz-kockázat által érintett területtel lehetne megközelíteni. Ez az Árvíz Kockázatkezelési Tervre támaszkodva lesz lehetséges, melynek felülvizsgálatát és javítását az Országos Vízügyi Főigazgatóság (OVF) jelenleg végzi, és amelyben a kisebb vízfolyások elemzése nagyobb hangsúlyt kap.

- **Felszíni degradáció (erózió) elleni védelem:** A felszíni degradáció (erózió) elleni védelem értékeléséhez a hagyományosan használt általános talajveszteségi egyenletet (Universal Soil Loss Equation-t, továbbiakban USLE) használtuk, mely a csapadék intenzitását, talajtulajdonságokat, lejtőhosszt és meredekséget, valamint egy növényzeti és egy gazdálkodási/kezelési ('management') komponenst tartalmaz. A „kezelés” tényezőre, mely erózió-védelmi beavatkozások hatását hivatott leképezni (pl. teraszos művelés), országosan nem áll olyan adat rendelkezésünkre, mely alapján be tudnánk vonni ezt a faktort az elemzésbe. Az erózió elleni védelem releváns ökoszisztéma-állapot indikátoraként a talaj erodálhatóságát választottuk, mely az egyenlet egyik komponense. A teljes egyenlet eredménye, egy optimális növényzeti tényezővel számolva vezet a potenciális ÖSz becsléséhez, amelyet úgy kapunk meg, hogy a növényzet nélküli modell eredményéből kivonjuk a növényzetet is tartalmazót, ami a visszatartott helyi talajveszteséget adja meg. Az aktuális növényzeti tényezővel (lombos erdők esetén a cserjeszinttel korrigálva), a potenciálshoz hasonló módon a különbséget számolva, kapjuk meg az aktuálisan visszatartott helyi talajveszteség becslését. A potenciális és az aktuális ÖSz esetén is átszámítottuk a nem-lehordott talajmennyiséget a megelőzőtt humuszveszteségre a talaj szervesanyag-tartalmának figyelembevételével.
- **Szűrés (diffúz tápanyagterhelés szabályozása):** A szűrés ÖSz-t mint „diffúz tápanyagterhelések szabályozását” értelmezve, elsősorban a felszín mentén zajló folyamatokra fókuszáltunk, ezen belül is a **foszfor-terhelés** mérséklésére. A különböző foszforformák döntően partikulált állapotban képesek mobilizálódni, míg a nitrogén-formák inkább oldott anyagként, így a terjedés szempontjából nagymértékben máshogy viselkednek mint a foszfor-formák. A projektben a talajszemcsékhez adszorbeált foszforra koncentráltunk, mivel ennek szűrése jobban kapcsolódik a növények fizikai megjelenéséhez. Így a „Szűrés” ÖSz-ként értelmezett folyamat sok mindenben hasonló a lefolyásmérsékléséhez, ezért értékelése ezzel párhuzamosan zajlott. Az ökoszisztéma-állapot szintjén a **talaj vízgazdálkodási tulajdonságai** fontosak, melyeket ugyanúgy, mint a dombvidéki árvíz-kockázat-csökkentésnél, a talaj fizikai féleség osztályokra modellezett eredmények feldolgozásával térképeztünk. A potenciális szűrőkapacitás mértékét, szintén a dombvidéki árvíz-kockázat-csökkentésnél követett mintához hasonlóan (ld. előző bekezdés), egy megalapozott szakértői becslés adta, melyben fontos tényező a növényzet sűrűsége (ld. 10. táblázat, 2.3.3 fejezet). A minél sűrűbb növényzet a már lefolyó tápanyagok visszatartását eredményezi. A szakértők által becsült relatív növényzeti tényezőt szoroztuk meg a talaj-komponenssel (talaj vízgazdálkodási tulajdonságai), valamint a fentebb említett Topographic Wetness Index (TWI)

reciprokával, ezáltal a lefolyási hierarchiát és a domborzatot is bevonva. A ténylegesen igénybe vett Szűrés ÖSz értékelését bár eleinte megcéloltuk, végül nem számítottuk. A kidolgozott értékelés teljes mértékben relatív, így a kapott értékszámok szorzata a tápanyag-terheléssel hamis képet adott volna.

- **Aszálymérséklés:** Az Aszálymérséklési ÖSz-t elsősorban a belvizek lehetséges megtartásán keresztül értékeltük, azt feltételezve, hogy ez potenciálisan csökkentheti az aszályt legalább helyi, de akár táji léptékben is. A belvizek kialakulását – azon túl, hogy az értékelést síkvidékre korlátozzuk – az ökoszisztéma-állapot szintjén is elsősorban a talaj vízmegtartó- és vízvezető-képessége alapján határoztuk meg. Ennél az ÖSz-nél a fentiek mellett más tényezők is közrejátszanak az ÖSz mértékében, úgymint a talajvízszint, vagy a vízzáró talajréteg közelsége a felszínhez. A talajok ilyen szintű víztartására az ATK TAKI dolgozott ki egy értékelést, melyben már publikált saját munkákat és adatbázisokat integrált (EU SoilHydroGrids, 2.4.2 fejezet). A potenciális belvíz-megtartásra egy integrált módon térképezett tényleges belvíz-kiterjedési térképet vettünk figyelembe. Ez az ÁKK keretén belül elkészült (ÁKK 2014) egy „belvíz-veszélyeztetettségi térkép”, ami megmutatja, hogy hol lehetséges/esélyes a belvíz kialakulása, melyet akár visszatárhathatnánk és az aszály csökkentésére is használhatnánk. A jelenlegi vízügyi gyakorlat az agrárterületeken továbbra is elsősorban a belvíz elvezetésére, nem a megtartására tesz erőfeszítéseket, így a belvíz tényleges felhasználása az aszály mérséklésére (3. szint) nem valósul meg. Azon területek kiválasztása, melyek alkalmasabbak a belvizek megtartására, mint más funkciók betöltésére, több ÖSz összevetése (pl. élelmiszertermelés) alapján lehetséges. Ilyen jellegű elemzésre a jövőképtervezéshez kapcsolódóan indokolt sort keríteni.

Az egyes kaszkádszintek értékeléséhez javasolt indikátorok áttekintését a 2. táblázat segíti.

2. táblázat: Hidrológiai ÖSz indikátorok és térképek áttekintése. Zöld cellák: van országos térkép; világoszöld: csak mintaterületre van térkép; fehér cellák: nem készült térkép. USLE: Universal Soil Loss Equation, Általános Talajveszteség Egyenlet

ÖSz	Síkvidéki árvíz-kockázat- csökkentés	Dombvidéki árvíz-kockázat- csökkentés	Szűrés (diffúz tápanyagterhelés kontroll)	Erózióvédelem (felszíni degradáció elleni védelem)	Aszálymérséklés
Területileg hol számolunk vele	síkvidék	dombvidék, hegyvidék	országos	országos	síkvidék
Értékelés szintjei	országos	országos + mintaterület	országos + mintaterület	országos + mintaterület	országos + mintaterületi
ÖÁ Indikátor	a nagyvízi medrek összterületének és az országos 1%-os vagy 1%-os előntések területének aránya	talaj vízgazdálkodási tulajdonságai (víztartó és vízvezető képesség) dombvidéken	talaj vízgazdálkodási tulajdonságai (víztartó és vízvezető képesség) dombvidéken	a talaj erodálhatósága	talaj víztartó képessége - síkvidéken
Potenciális ÖSz	nagyvízi medrek és árapasztó- tározóterek	növényzet becsült lefolyás-mérséklése + módosító tényezők (lejtő meredeksége, talaj tulajdonságok)	a növényzet becsült relatív szűrőkapacitása + módosító tényezők (lejtő meredeksége, talaj tulajdonságok)	a visszatartott (nem-lehordott) talaj és humusz mennyisége - különbözet az optimális növényzettel és az a nélkül számított eredmények között	belvíztérkép szerinti előntött területek mint potenciális aszálymérséklési ÖSz-t nyújtó területek
Tényleges ÖSz	nagyvízi medrek	nem értelmezhető (*); mintaterületre visszatartott víz mennyiségként számítható	országosan nem számítható, mivel relatív értékek; csak mintaterületen megvalósítható	a visszatartott (nem-lehordott) talaj + humusz mennyisége - különbözet a valós növényzettel és a nélkül számított eredmények között	országosan nem számítható; helyette: talajvízszint süllyedésének hatása a gabona- hozamokra

*Itt eredetileg, a „tényleges ÖSz” helyett az „igényt” lehetne megjeleníteni. Erre azonban az ÁKK-ban jelenleg szereplő térképek nem alkalmasak, mivel a szakértők szerint nem elég megbízható a mögötte álló módszertan, így nem lenne hiteles. Az ÁKK felülvizsgálata során az Országos Vízügyi Főigazgatóság a kisvízfolyásokra új, helytállóbb modellezéssel készít számításokat a potenciális elárasztási területeket tekintve. Ezek a számítások várhatóan 2020 folyamán elkészülnek.

2. A HIDROLÓGIA ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK ÉRTÉKELÉSÉNEK ELMÉLETI HÁTTERE, MÓDSZERTAN KIDOLGOZÁSÁNAK RÉSZLETES LEÍRÁSA

2.1. Árvíz kockázat-csökkentése (síkvidéki, valamint hegy- és dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés)

2.1.1. Bemutató, nemzetközi tapasztalatok és kiválasztott célterületek

CICES-HU szerinti definíció: „Árvízvédelem” - Árvíz elleni védelem biztosítása. Példák erre: hullámtér, vízmegtartó területek.

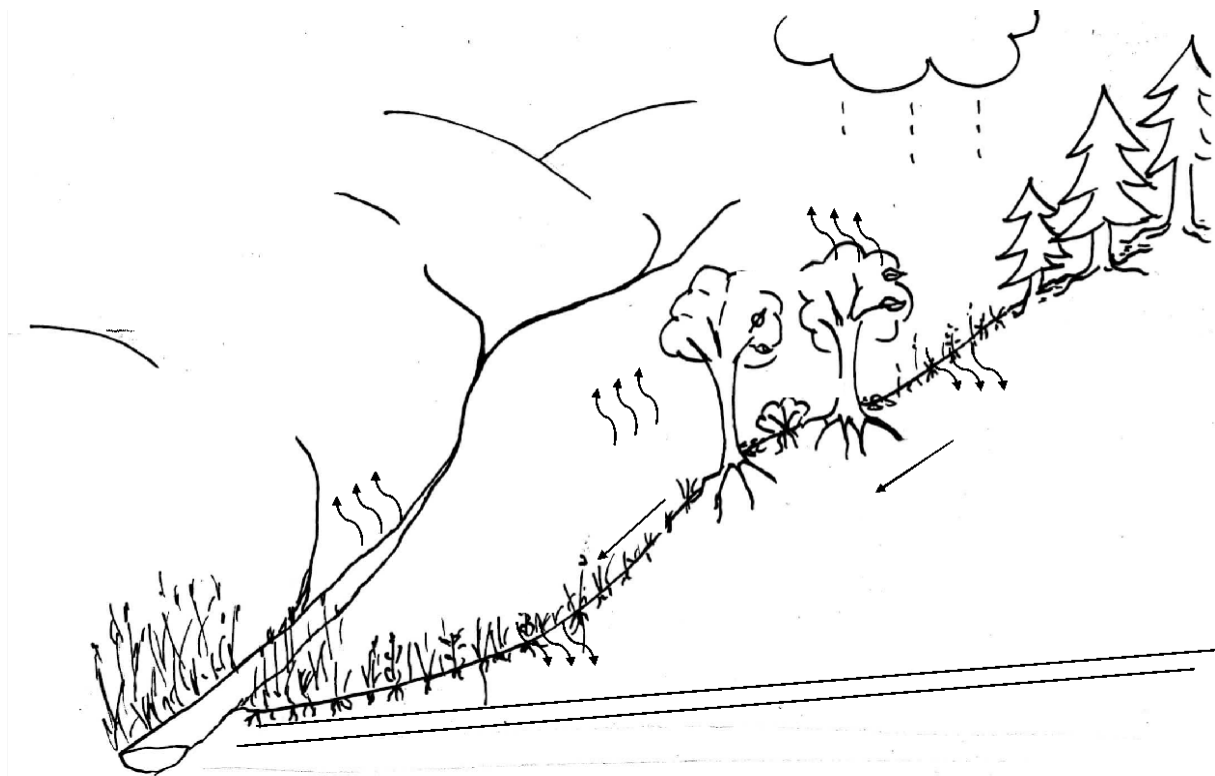
Az árvíz definíciója a vízrajzi fogalomtár szerint⁴: a folyó vagy vízfolyás középvízi medrének partélét meghaladó, illetve középvízi medréből kilépő víz (lásd: Hidrológiai szöveget). Maga a fogalom a jelenlegi hazai vízgazdálkodási gyakorlathoz köthető, hiszen a folyószabályozási gyakorlat „eredménye”. Az árvíz azonban csak akkor jelent kockázatot és veszélyt, ha az ember számára értékes, veszélyeztetett tárgyak és területek vannak a víz által érintett területen, tehát teljesen embercentrikus megközelítés. Ezt tükrözi az „árvíz kockázat” definíciója is, miszerint az árvíz kockázat alatt a különböző kiterjedésű elöntések hatására kialakuló károk várható értékét értjük, mely a terület árvízi veszélyeztetettségének és vagyoni értékének függvénye. Általában az „árvízvédelem” tehát mint ŐSz-kategória (‘flood regulation’, ‘flood control’) emberi szemszögből, a kárt szenvedő (vagy épp elkerülő) szempontjai alapján kerül meghatározásra, míg a jelenség (→ árvíz) mögötti ökoszisztéma funkciók a legtöbb ŐSz-kategória rendszerben, így a CICES-ben is, összemosódnak/keverednek (Czucz & Sonderegger 2018).

Az ökoszisztémák hatása az árvizek csökkentésének érdekében, pontosabban az „árvíz kockázat-csökkentése”, **több funkcion** alapul, és alapvetően három fő részre bontható. Az elsőt, a városi csapadékvíz-gazdálkodást a kirajzolódó szinergiák, közös indikátorok miatt a Városi SzMCs tárgyalja. A másik két témakör leginkább domborzati alapon választható el: egyrészt árvíz kockázat csökkentést jelent a kisvízfolyások vízgyűjtőin, illetve a nagyobb folyók felső szakasza mentén található ökoszisztémák képessége arra, hogy a lehulló csapadékot visszatartsák, a lefolyást lassítsák, a vízfolyásban egyszerre megjelenő víz mennyiségét mérsékeljék. Ezt tekinthetjük a lényegi árvíz kockázat-csökkentésének („incipient flood regulation”, Czucz & Sonderegger 2018, Vári *et al.* 2019), és a továbbiakban a „hegy- és dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés” címszó alatt hivatkozunk rá, mely megnevezés jól tükrözi funkcionális minőségét az árvizek kialakulásának szabályozásában. A másik ökoszisztéma-funkció az ártereken, leginkább a nyílt, természetes ártereken valósulhat meg, már kialakult áradások mérséklésében („a posteriori”, Czucz & Sonderegger 2018), az árhullámot csökkentve, azáltal, hogy biztosítja a víznek a teret, amennyiben van erre lehetőség a tájban. Ezt a szolgáltatást „síkvízi árvíz kockázat-csökkentés” névvel láttuk el.

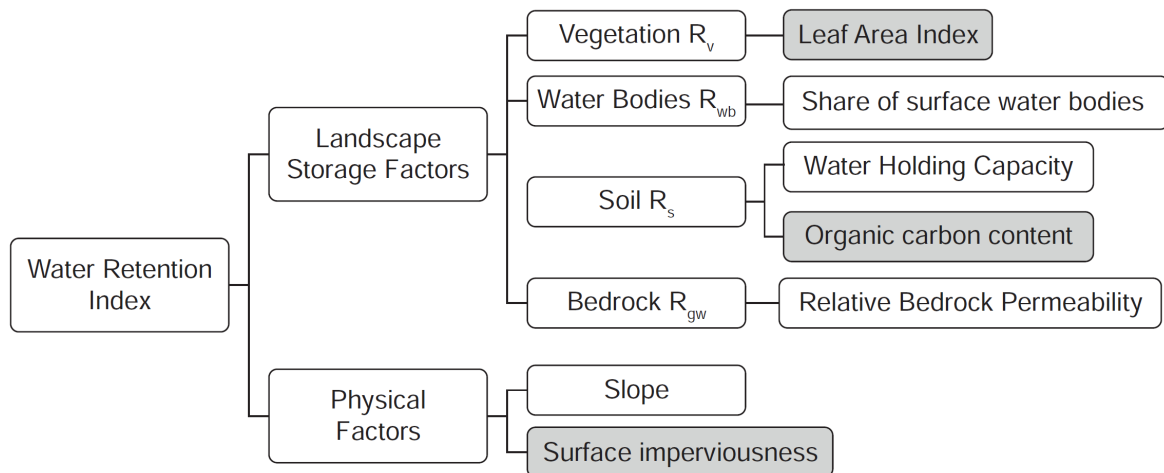
⁴ <http://www.ovf.hu/hu/vizrajzi-fogalomtar>

2.1.2. A dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés (felszíni lefolyásmérséklése)

A felszíni lefolyás adja a kisebb folyók, patakok meghatározó vízhozamát, ill. vízhozam-eloszlását Magyarország lejtősebb tájegységein. A lefolyás mennyiségének, eloszlásának ugyanakkor nagy jelentősége van a villámárvizek kialakulásában is. Ezen túl a nagy folyóink felvízi szakaszainak vízhozamát is nagymértékben a felszíni (és felszín közeli) lefolyás dinamikája határozza meg, míg az alvízi szakaszok vízhozamának időbeli alakulása a felvízi részeken lejátszódó jelenségek egymásra hatásától, a csapadékeloszlás heterogenitásától és a folyón belül a levonulási időktől is függ. A **felszíni lefolyást** elsősorban a felszint borító növényzet határozza meg és olyan tényezők is befolyásolják, mint pl. a tájhasználat, a talaj fizikai tulajdonságai és szervesanyag-tartalma, a lejtő meredeksége, stb. A csapadék eloszlása és mennyisége szintén erősen befolyásolja az ökoszisztéma lefolyásmérséklő hatását: egy csapadékosabb időszak után mind a talaj, mind a növényzet telítődött, kevésbé képes még több vizet felvenni/visszatartani. Összességében véve tehát egy adott élőhely/terület erős hatással van a közvetlen alatta lévő területek árvízi viszonyaira, és egyre csökkenő hatással van a lejjebb lévő területek árvizeire (3. ábra). Ezért például az erdők vízmegtartó képessége kis léptékben, azaz kis vízgyűjtőkön érvényesül leginkább, illetve ebben a léptékben a legnyilvánvalóbb (EEA 2015).



3. ábra: A vízkörforgás komponensei



4. ábra: A víz visszatartását meghatározó tényezők Burkhard & Maes 2017 szerint.

A felsorolt tényezők alapján a lefolyás („runoff”) mérséklésére vízmegtartó tényezőt lehet számolni, így pl. lehet a „water retention index”-et használni (pl. Burkhard & Maes 2017, Chow 1964, 4. ábra). Egy terület vízmegtartó **tényezője** (Chow 1964) vagy ennek reciproka, azaz **lefolyási** tényezője jól jellemzi a területről összegyülekező víz mennyiségét és annak időbeliségét, mely nagy hatással van az esetleges árvizek kialakulására. A két fogalom ugyanazt a jelenséget/képességet írja le ellenkező előjellel, más megközelítésben.

A ‘lefolyási tényező’ (→ 2. szövegdoboz) a hazai és nemzetközi gyakorlatban is elsősorban mérések alapján származtatott **tapasztalati** adat, de léteznek becsléseket adó egyenletek is. Megbecsülhető, mint egy vízgyűjtőből távozó vízhozam (Q) osztva az ott lehulló csapadékkal (P) egy előre definiált időintervallumban:

$$\alpha = Q/P$$

ahol:

α : lefolyási tényező (-)

Q: felszíni lefolyás, vízhozam (mm)

P: csapadékmagasság vagy összeg (mm)

A ‘**Water Retention Index**’ (WRI), azaz a ‘vízmegtartó tényező’ a lefolyási tényezőnek épp a fordítottja: környezeti változókból származtatnak egy általános érvényű, önkényesen felállított elméleti összefüggéssel egy kompozit indikátort, ami azt becsli, hogy a vegetációs és talajadottságok **potenciálisan mennyi vizet tudnának** visszatartani.

A lefolyási tényező vagy vízmegtartási tényező a **csapadék intenzitásától** a fenti egyenlet értelmében is nagyban függ, mivel a talaj vízelnyelése és a lombozat vízfeltevő képessége is korlátozott. Azaz hosszabban tartó, illetve nagyobb intenzitású csapadék esetén a vízmegtartó képesség csökken (Chow 1964). A növényzet többféleképpen is befolyásolja a víz helyben tartását, a talajfelszín levéllel/növénykorhadékkal borítottsága (avarintercepció) is nagyban növeli a beszivárgást, és a lágyszárú növényzet borítása, valamint a lombkorona víztározása (intercepció) is jelentős, nagyságrendileg 100–400 mm csapadékot is képes megtartani 1000 mm éves csapadék esetén (EEA 2015).

A lefolyás témakörhöz szorosan kapcsolódik egy, a projektben vizsgált másik ÖSz: a „Hidrológiai ciklus fenntartása”, mely elsősorban a víz helyben tartása, természetes és

mesterséges tározása, a vízkészlet megőrzése által nyújt szolgáltatást (később: „Aszálymérséklés ÖSz”). A helyben tartott víz a későbbiekben rendelkezésre állhat, így hozzájárulhat az aszály csökkentéséhez. Hasonló módon működhet az ártéren megtartott (ár)víz, illetve a belvizes területeken megtartott víz későbbi aszály-csökkentésre. Erről a témakörrel bővebben a 2.4-es fejezetben írunk.

2.1.3. Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentéséhez releváns ökoszisztéma állapot (kaszád 1. szint)

A talaj víztartó képessége erősen befolyásolja a lefolyó víz mennyiségét. A „water retention index” (WRI) komponenseként szereplő talaj szerves szén tartalma (Burkhard & Maes 2015) képes modulálni a talaj tározó funkcióját, de nem erősebben, mint a talaj textúrája vagy egyéb tulajdonságai (Minasny & McBratney 2018, Tóth *et al.* 2015). A **talaj víztartó képessége egy ökoszisztéma-minőséget leíró jellemző is**, melynek különböző kezelések folytán romolhat/javulhat az értéke. Indokolt, hogy ökoszisztéma állapot indikátorként kezeljük, mivel a talaj tömörödöttsége és szervesanyag-tartalma a **kezelés függvényében változik**. A talajvédő művelés és a másodvetésű zöldtrágya talajtani hatásainak tartamkísérletes vizsgálatai például bizonyítják, hogy azok a talajadottságoktól függően ellensúlyozhatják a tömörödött talajok esetén leromlott víztartó és vízvezető képességet, növelhetik a szervesanyag- és tápanyagtartalmat (Abdollahi *et al.*, 2013, Gyuricza, 2014, Marshall *et al.*, 2016, Birkás *et al.*, 2018).

A talajadottságok függvényében a felszíni lefolyást a **felszíni réteg víznyelő-képessége** alapvetően meghatározza, azaz hogy mennyire képes beszivárogni a víz, illetve mennyi vizet képes elnyelni telítetlen állapotban a talaj.

Értékelésünk során a **talajok** csapadék összegyülekezésre gyakorolt hatását két megközelítéssel is leképeztük a Zala vízgyűjtőjének mintaterületi példáján (a Zala vízgyűjtő mintaterület bemutatása, ill. a területre vonatkozó modellezés további részletei a 3. fejezetben található). Ezen mintaterületi vizsgálat alapján határoztuk meg, hogy melyik megközelítés szolgáltatja a megbízhatóbb eredményeket, melyiket alkalmazzuk az országos értékelésben. Mindkét esetben az irodalomból ismert **potenciális lefolyási tényezőt** (‘potential runoff coefficient’, PRC) vettük alapul. Az első megközelítésben nemzetközi gyakorlatból származó adatokkal dolgoztunk (WetSpa értékek, továbbiakban $\alpha_{talaj,WetSpa}$), míg a második esetben a lefolyási tényező potenciális értékeit **hazai talajtani adatok segítségével becsültük** (MARTHA-H1D értékek, továbbiakban $\alpha_{talaj,MARTHA}$). A térbeli változékonyságot mindkét esetben a feltalaj fizikai félesége alapján vettük figyelembe. Ehhez a DoSoReMi adatbázis adatállományai közül a 0-30 cm-re vonatkozó USDA textúra osztály térképet használtuk fel (Pásztor *et al.*, 2017, Pásztor *et al.*, 2018).

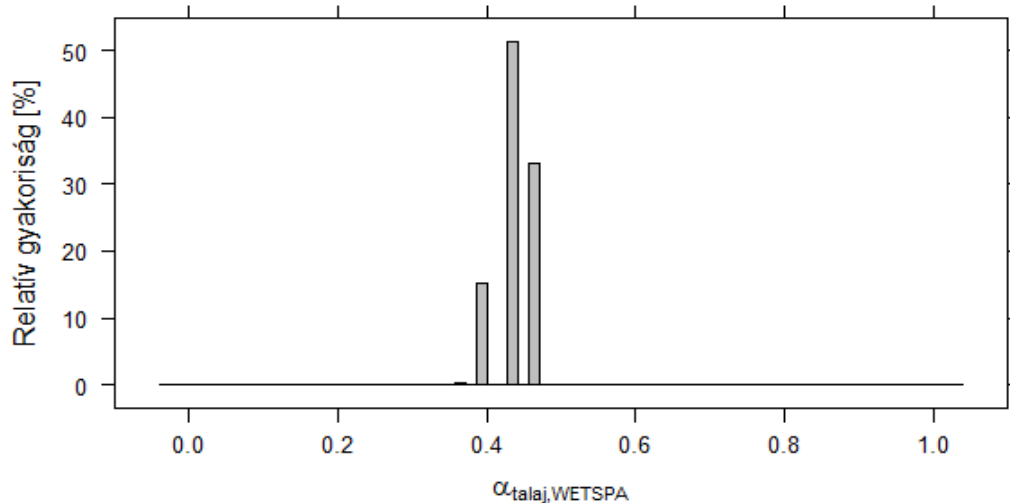
2.1.3.1. A talajra vonatkozó potenciális lefolyási tényező – WetSpa értékek

A PRC alapú megközelítést többek között a WetSpa hidrológiai és vízminőségi modell alkalmazza (Liu és De Smedt, 2004). A GIS alapú algoritmus a lefolyási tényező potenciális/maximális értékét eltérő lejtő-, területhasználati és talajtextúra kategóriák mellett adja meg. A WetSpa által használt PRC értékek meghatározása eltérő környezeti viszonyok között elvégzett kísérletek alapján történt.

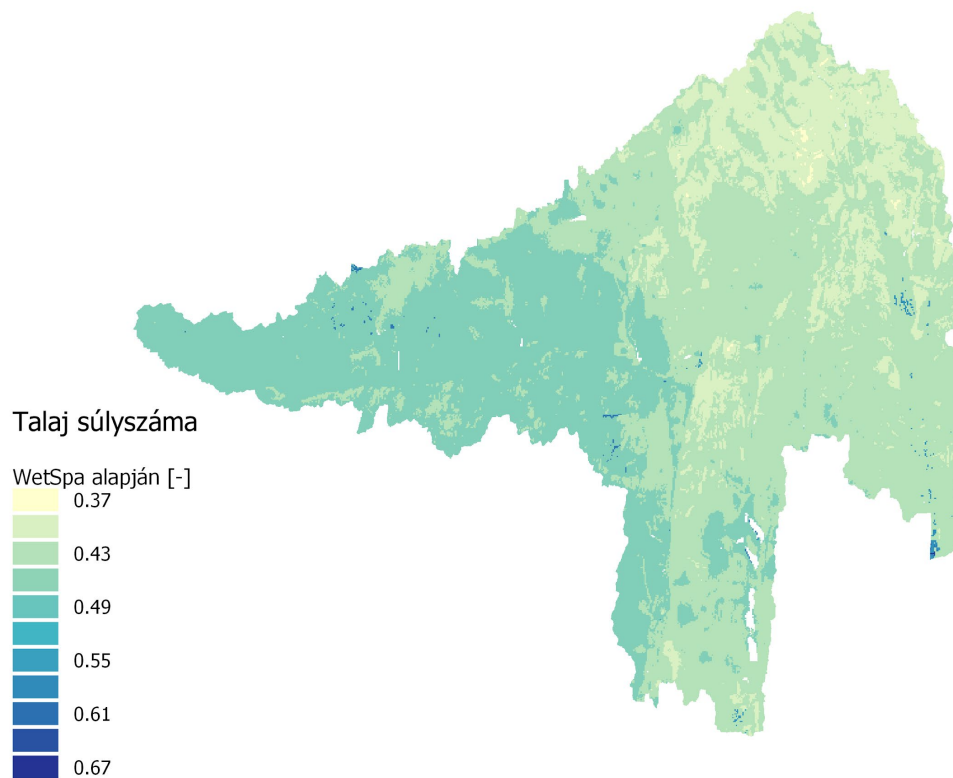
A módszer előnye, hogy a talajok lefolyásképződésre kifejtett relatív hatását az elterjedt USDA textúraosztályozás szerinti 12 db kategóriára adja meg. Szintén előnyként értékelhető, hogy az eljárás kiter a terepviszonyokra is, amiket a lejtőszög segítségével vesz

figyelembe. Hátrányt jelent ugyanakkor, hogy a Kenessey-féle lefolyási tényezőhöz hasonlóan a vegetációra vonatkozóan a PRC is csak durva kategóriákat ad meg (erdő, gyep, szántó, felszínborítás nélküli talaj, burkolt terület).

Az utóbbi körülmény miatt abból indultunk ki, hogy az $\alpha_{talaj,WetSpa}$ meghatározásakor az PRC-nek csak a felszínborítás nélküli talajra vonatkozó értékeivel dolgozunk, hiszen a növényzet hatását az SzMCs által megadott $\alpha_{veg,lefolyás}$ tényezővel kívánjuk figyelembe venni. A WetSpa módszer által ajánlott lejtőszög szerinti korrekciótól végül eltekintettünk, mert a felszínesítés mellett a lefolyási hierarchiában felvízi irányban levő részvízgyűjtő méretét is figyelembe akartuk venni. Ezért a lejtés szempontjából a <0,5%-os (gyakorlatilag vízszintes) kategória értékeivel számoltunk. A fentiek értelmében a potenciális lefolyási tényező $\alpha_{talaj,WetSpa}$ szorzója a talaj fizikai félesége függvényében (fedetlen vízszintes terület esetén) 0,33-0,70 között változik (5. ábra, 6. ábra).



5. ábra: A WetSpa alapú talaj súlysám hisztogramja a mintaterületen (Zala vízgyűjtő). A talaj súlysám nagyobb értékei magasabb potenciális lefolyást jelölnek, ahol a vegetáció visszatartó szerepe fontosabb.



6. ábra: A talajra vonatkozó súlysza térképe a WetSpa megközelítés alapján a Zala vízgyűjtőjére

2.1.3.2. A talajra vonatkozó potenciális lefolyási tényező – MARTHA-H1D értékek

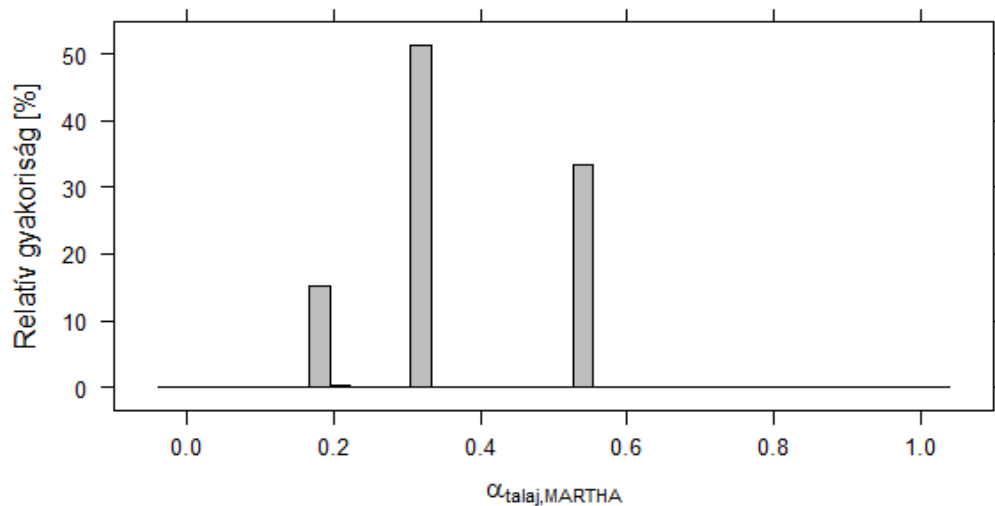
Az $\alpha_{talaj, WetSpa}$ értékek – a térképes alkalmazás tanulsága szerint – csak kis mértékben árnyaltak a lefolyáscsökkentő ÖSz becsült mértékén. Ennek magyarázata az, hogy (i) a súlysza értéktartománya viszonylag szűk (0,33 – 0,70) és (ii) az egymáshoz közeli textúra osztályok értékei közel esnek egymáshoz. Ezért érdemesnek találtuk megvizsgálni azt, hogy a MARTHA hazai talajtani adatbázis (Makó *et al.* 2007) értékei milyen PRC-tényezőkre vezetnének. Ehhez egy egydimenziós talajszelvény vízforgalmi modellezésére alapuló elemzést végeztünk el. Ennek a lényege a következőképp foglalható össze.

Az adatbázisból leválogattuk azokat a talajrekordokat, amelyekre rendelkezésre állt a víztartóképeségi görbe legalább négy mért pontja és a vízvezető képesség. A leválogatott talajokat a textúrájuk alapján besoroltuk az USDA osztályok valamelyikébe, majd mind a 12 textúra osztályra meghatároztuk a víztartóképeségi görbe és vízvezetőképeség értékek geometriai átlagát. Az átlagos víztartóképeségi görbére illesztettük a van Genuchten összefüggést (van Genuchten 1980). Így adódott 12 db fiktív talaj (ismert talajhidrológiai paraméterezéssel), amik az egyes textúra osztályok vízgazdálkodási viselkedését reprezentálták.

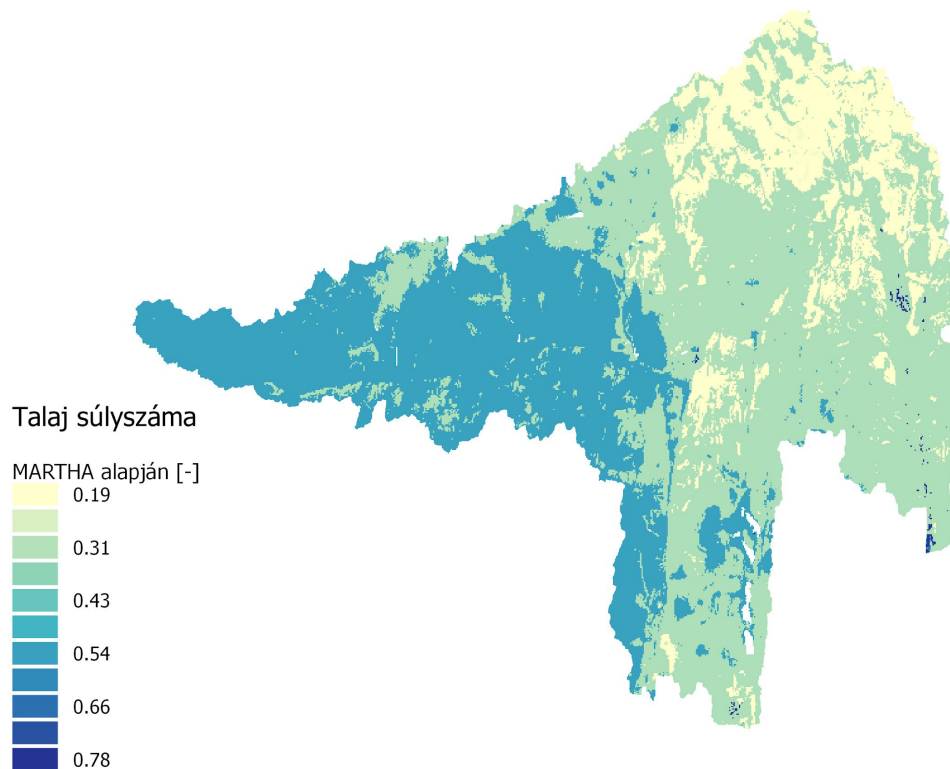
Ezekre a talajokra a Hydrus-1D szoftver (Simunek *et al.* 1998) segítségével összeállítottuk és lefuttattuk ugyanazt az egydimenziós vízforgalmi modellt. A modellkonfiguráció legfontosabb elemei: 10 méteres homogén talajszelvény, a 12 USDA osztályátalag talaj tulajdonságai szerint paraméterezve, felső peremfeltételként a Zala vízgyűjtőre jellemző 20 évnyi (1994-2013 közti) napi lépésközű meteorológiai idősor és

szabad lefolyás, vízzáró alsó perem, 2 m mélyen elhelyezkedő kezdeti talajvízszint. Növényzet nincs beállítva.

A szimulációk eredményeként (7. ábra, 8. ábra) minden osztályátlag talajra adódott a 20 évre összegzett felszíni lefolyás, amit az összegzett csapadékkal osztva megkaptuk a homogén talajszelvényekre vonatkozó $\alpha_{talaj,MARTHA}$ potenciális lefolyási tényezőket. Ezek a lefolyásnak kifejezetten a talajtulajdonságoktól való függését mutatják meg.

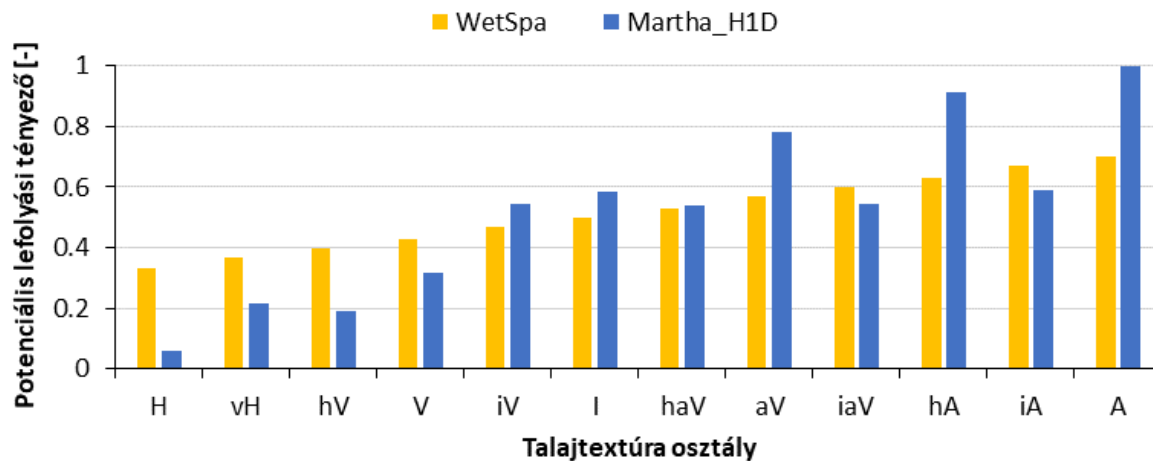


7. ábra: A MARTHA - Hydrus 1D potenciális lefolyási tényező hisztogramja a mintaterületen (a Zala vízgyűjtő). A potenciális lefolyás nagyobb értékeinél a vegetáció visszatartó szerepe fontosabb.



8. ábra: A talajra vonatkozó súlysúly térképe a MARTHA-H1D megközelítés alapján a Zala vízgyűjtőjére

A két külön megközelítésben talajkategóriánként kapott PRC értékek összevetéséhez azokat ugyanazzal a szorzóval úgy normalizáltuk, hogy az agyag textúra osztály esetén éppen 1.0 (egy) adódjon. A WetSpa és a MARTHA-H1D eljárásokra kapott súlysúlyszámokat a 9. ábra mutatja be. Az adatbázis feldolgozásához, a van Genuchten-féle paraméterek illesztéséhez és a modell előfeldolgozáshoz a saját fejlesztésű BHR.exe algoritmust használtuk (Kozma *et al.*, 2019).



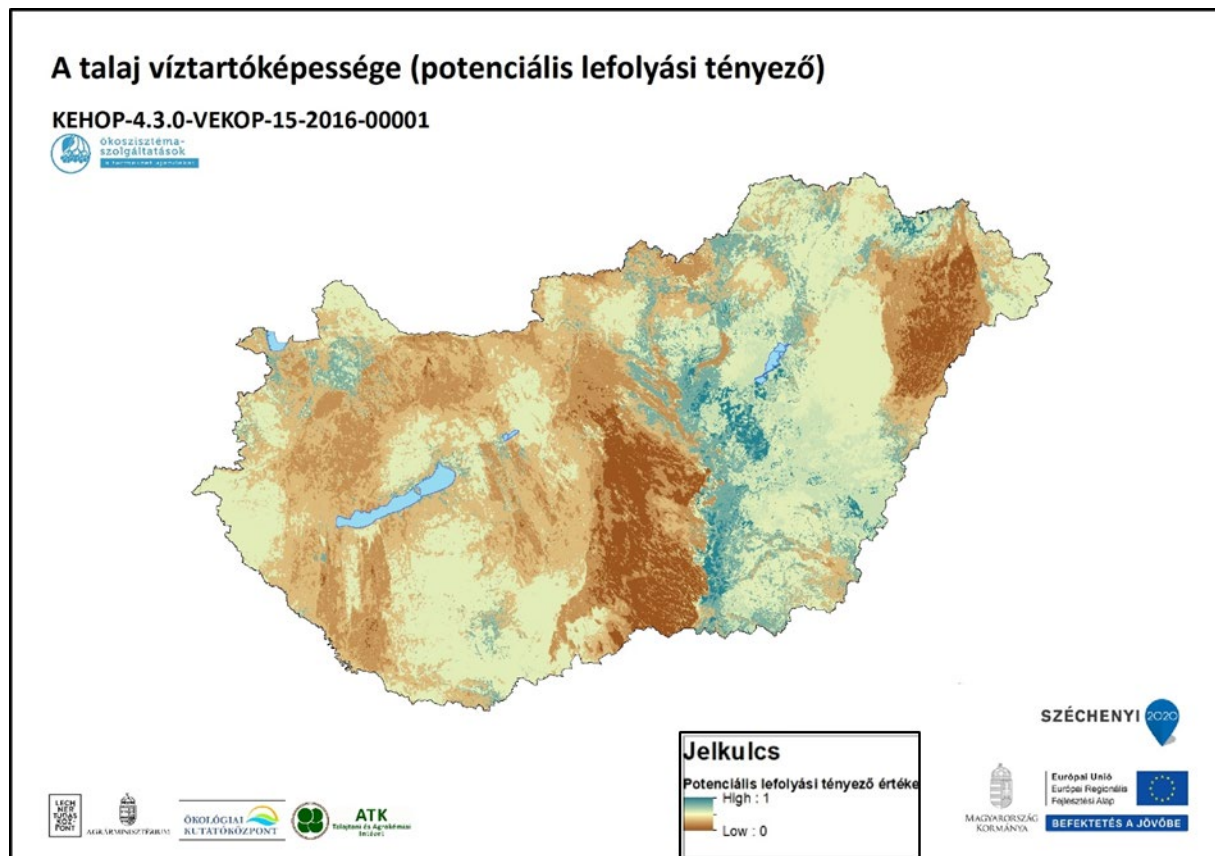
9. ábra: A talaj súlysúlyszám értékei az USDA textúrakategóriákra a WetSpa és MARTHA-H1D megközelítés szerint. A, a: Agyag, agyagos; H, h: Homok, homokos; I, i: Iszap, iszapos; V, v: Vályog, vályogos.

Az országos értékelésben alkalmazandó módszer ezen két megközelítés közül való kiválasztása két szempont alapján történt:

(i) a Zala mellett több, más vízfolyás vízgyűjtőjén összehasonlítottuk a két módszerrel becsült eredmény-térképeket

(ii) a potenciális lefolyási tényező becslése módszertanilag a WetSpa esetén feltehetően egy önkényes lineáris osztályozással történt (--> homok leggyengébb, agyag legerősebb, köztük levő talajtípusokra egyenletesen szétosztva), míg a MARTHA-H1D esetében konkrét számítások történtek.

Ezek alapján a **MARTHA-H1D modell eredményeit tartottuk megbízhatóbbnak, ezt használtuk** a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés országos értékeléséhez az 1. kaszkádszint mutatójaként (10. ábra), valamint a továbbiakban csak a MARTHA-H1D alapján számított eredményeket prezentáljuk.



10. ábra: A dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés ŐSz (lefolyásmérséklés) indikátora az 1. kaszkádszinten: a talaj víztartó képessége, a potenciális lefolyási tényező.

2.1.4. Dombvidéki árvíz kockázat potenciális csökkentése

2.1.4.1. Növényzeti komponens

A lefolyást mérséklő **növényzeti** tényezők elsősorban a lombkorona és a növényi száruk sűrűségétől függenek (Breuer *et al.* 2003). Ez erdőkben az aljnövényzet sűrűségét is jelenti a faállomány törzsein túl, gyepekben viszont a lágyszárú növényzet sűrűségére utal. Ennek leírására több mintaterületi mérési eredményt publikáltak, és több egyszerűsített mérőszámmal próbálták megközelíteni, amelyekből néhányat a 2. melléklet 1. táblázatában foglaltunk össze, saját számításokkal kiegészítve. Gyepekben, azaz lágyszárú növényzet esetén a növényzet alkotóelemei miatt a szár- illetve levélsűrűség nagyjából egymásnak megfeleltethető, míg az erdők esetében a lombkorona sűrűsége és a száruk sűrűsége nem feltétlenül függ egymástól (gondoljunk például egy sűrű bükkjúlutra és egy idős bükkösre).

Az egyes növényzet-típusok tehát eltérő lefolyás-mérséklő hatással rendelkeznek. A természetközeli vegetációjú területek általában jobb vízmegtartók többszintű és/vagy sűrűbb növényzetüknek köszönhetően. Az egész tájra vagy vízgyűjtőre nézve a természetközeli vegetációjú területek nagyobb aránya kedvezőbb a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentésének szempontjából, mivel az adott vízgyűjtőre eső növényzet-kategóriák lefolyás-mérséklő potenciálját súlyozzuk a relatív kiterjedésükkel a számítások során (EEA 2015, Clapcott *et al.* 2012, Maes *et al.* 2018). Térben pontosabb, cella-alapú megközelítéshez azonban részletesebb módszerre van szükség.

A növényzet hidrológiai folyamatokban betöltött szerepe nem-lineáris, időfüggő, ezért az eltérő mértékű csapadékokkal a vízgyűjtőkön összegyülekező árhullámok mérete (vízhozama, annak időbeli lefutása) nem egyenesen arányos és jellemzően évszakfüggő. Ennek hátterében a vegetáció sokrétű hatásai állnak, mint az intercepció a lombkoronán, törzsön és avaron, felszíni érdesség növelése, talaj vízgazdálkodási tulajdonságainak megváltoztatása hosszabb távon, evapotranszpiráció és a mikroklíma kialakítása. A hatások számszerűsítése idő- és térlépték függő, bonyolult feladat. Egyszerű, nagy térbeli felbontást biztosító, általános érvényű és hazai viszonyok között fenntartás nélkül alkalmazható eljárásról nincs tudomásunk. A lefolyás csökkentésének szempontjából ezért két növényzeti komponenst, a lombzat vízmegtartó kapacitását (intercepció) és a szársűrűséget emeltük ki. A szakértői értékelések kidolgozásához egy kisebb irodalmi áttekintést végeztünk (2. melléklet), valamint a meglévő, országosan elérhető távérzékelt levélfelület-index adatokat tekintettük át az egyes Ökoszisztéma-alaptérkép élőhelykategóriák szerint.

Mivel a lefolyásmérséklésénél több növényzeti tényező is lényeges, az átnézett irodalmak változóan, hol az intercepcióra adtak méréseket, hol a teljes növényzet hatását becsülték, hol a növényzet levélfelületével közelítették a folyamatot. Breuer *et al.* (2003) nagyon részletes (több mint 1300 kísérleti eredményt feldolgozó és összefoglaló) áttekintése szerint, meglepő módon a fák lombzata például elmaradhat a gyepekben, szántókon található fajoktól a maximális intercepció tekintetében, mivel a lombzat sokkal jobban kitett a szélnek, és nem olyan tömör, mint a gyepi vegetáció. Megállapították továbbá, hogy erdőkben a tűlevelűek több vizet tudnak leveleiken tárolni, mint a lombhullatók (a tűlevelűek egész évben rendelkezésre álló lombzatuk egy évre vetítve megnöveli a víztároló képességüket). Egy-egy területen az intercepció mértékét persze számos tényező befolyásolja (például az állomány eredete (természetes/telepített), kora, egyedsűrűség, az éven belüli időszak, a csapadékesemény jellege, egyéb meteorológiai feltételek), ezért nehéz általános érvénnyel rangsorolni a növényzeti típusokat.

A növényzet jellemzésére használt levél-felületindex (Leaf Area Index, LAI) jelenleg 'zöld levélfelület-index'-ként (Green Leaf Area Index, GLAI) áll rendelkezésünkre országosan távérzékelt adatokból (Sentinel műholdképek; Pataki & Petrik 2017), de az élő növényzet mennyisége akár a normalizált vegetációs indexszel (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) is jellemezhető. A GLAI a levélfelület nagyságával korreláló távérzékelt adatokból is származtatható normalizált index. Pataki és Petrik (2017) szerint ez alkalmas a növényzet állapotának és mennyiségének vizsgálatára, fejlődési szakaszok elemzésére, míg az NDVI a vegetáció aktivitását fejezi ki, egyben a területen található vegetáció klorofill-tartalmára is jellemző érték. Mivel azonban az országosan rendelkezésre álló GLAI több (egymáshoz közeli, lehetőleg 2 héten belüli) időpont műhold felvételéből mozaikolt kép, ezért a Lechner Tudásközpont szakértői szerint nem alkalmas arra, hogy egyedüli mutatóként használjuk, és az ország különböző részeit ez alapján egymáshoz hasonlítsuk. Irányadó mutatóként azonban fel tudjuk használni, ezért mutatjuk be az Ökoszisztéma-alaptérkép élőhelykategóriáira számított átlagos értékeket az irodalmi adatok mellett (2. melléklet). Előzetes adatfeltárás alapján a tavaszi időpontokat kizártuk a számításból, mivel itt feltehetőleg a lombfakadás időpontja erősen befolyásolja az értékeket (2. melléklet, 1. ábra). A Lechner Tudásközpont által rendelkezésre bocsájtott távérzékelt GLAI adatok a LAI-val szemben az átskálázás miatt 0 - 255 közti értékeket vesz fel.

A levélfelület-index elméletben az intercepció közelítésére is alkalmas, azonban Breuer *et al.* (2003) rámutat arra, hogy a gyepek – erdők közötti mért intercepcióban mutatkozó eltérést nem mutatja megfelelően a LAI. Míg a LAI értéke az erdőkre a legnagyobb, a mérések a gyepekre ugyanannyi vagy ezeket meghaladó intercepció értékeket adnak. A különböző gyeptípusokon belüli intercepció eltérések becslésére azonban alkalmas

a LAI-alapú megközelítés, ezért bevontuk az egyes gyp-kategóriákban tapasztalt GLAI értékeket a lefolyásmérséklés súlyszámának becslésébe (2. melléklet, 2. táblázat).

Mindezeket figyelembe véve alakítottunk ki a szakértői becsléssel egy olyan 0-1 intervallumban mozgó növényzetfüggő $\alpha_{veg,lefolyas}$ súlyszámot, ami az egyes Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriák lefolyás-csökkentő hatását fejezi ki (3. táblázat). A pontozás során több szempontot is igyekeztünk figyelembe venni. Mivel a munkacsoporttal párhuzamosan végeztük az erózió-védelem, a szűrés és a lefolyásmérséklés értékelését, így gyakran egymáshoz viszonyítottuk az ökoszisztémák egyes folyamatokban betöltött funkcióját. A következő szempontok merültek fel az értékek meghatározásakor:

- az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriák lefolyás csökkentésének értékei legyenek nagyjából ugyanabban a sorrendben, mint a növényzet erózió-védelmét jellemző C-értékek
- mivel az erózió-nál használt C-értéknél nagyságrendnyi különbség van túlevelű és lombhullató erdők értékei között, ezért ezt tükrözze valamelyest a lefolyás-csökkentése is
- túlevelű erdőkben vastagabb tűlevel takaró jellemző a talajon, emellett a lombozat egész évben jelen van, szemben a lombhullatókkal → ez az intercepció szempontjából fontos
- ha van cserjeszint, akkor az növeli a szársűrűséget; minél sűrűbb az aljnövényzet (cserjeszint, vagy egyéb lágyszárú növényzet), annál intenzívebb a pórusvízben az áramlás (talaj pórusaiban lévő víz áramlása). Bár inkább a lombhullató erdőkre jellemző a cserjeszint, de mivel rendelkezésünkre áll külön réteggként a cserjeszintet leíró tematika (ESZIR adatbázis „cserje”), ezért inkább külön módosító tényezőként vettük figyelembe
- intercepciós kapacitása van a szőlőnek, de szársűrűsége minimális, így a lefolyás csökkentésében erősebb a hatása mint a szűrésben

3. táblázat: Az irodalmi áttekintés, valamint szakértői becslés alapján szintetizált szakértői értékelés (relatív súlyszám) az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriák lefolyás-csökkentő hatására. A 0-1 közti értékek minél közelebb esnek 1-hez, annál nagyobb a lefolyáscsökkentő hatás.

1. szint	2. szint	3. szint	Egyéb tényező/ megjegyzés	Becsült lefolyás-mérséklés (súlyszám)	
VÁROS	Épületek		(burkolt)	0,00	
	Utak	szilárd burkolatú utak	(burkolt)	0,00	
		földutak + vasutak	(burkolatlan)	0,20	
	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek		burkolatlan	0,20	
			burkolt	0,00	
	Zöldfelületek mesterséges környezetben	Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal			0,80
		Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül			0,60

1. szint	2. szint	3. szint	Egyéb tényező/ megjegyzés	Becsült lefolyás- mérséklés (súlyszám)
AGRÁR	Szántóföldek			0,70
	állandó kultúrák	Szőlő		0,40
		Gyümölcsösök, bogyósok		0,50
		Energiaültetvények		0,60
	Komplex területek			0,50
GYEPEK	Homoki gyepek	Nyílt homokpuszta gyepek		0,40
		Zárt gyepek homokon		0,90
	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek		0,50
	Sziklakibúvásokkal tarkított gyepek	Sziklakibúvásokkal tarkított mészkedvelő gyepek		0,50
		Sziklakibúvásokkal tarkított egyéb gyepek		0,50
	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken		0,89
	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet		0,60
ERDŐ		minden kivéve tűlevelű ültetvények	lombhullató	0,95
		4401	tűlevelű	0,99
VIZES	Lágyszárú vizes élőhelyek	Vízben álló mocsári/lápi növényzet		0,99
		Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek		0,99
	Fás lágyszárú vizes élőhelyek	Láp- és mocsárerdők		0,99
VÍZ	Állóvizek			1,00
	Vízfolyások			-

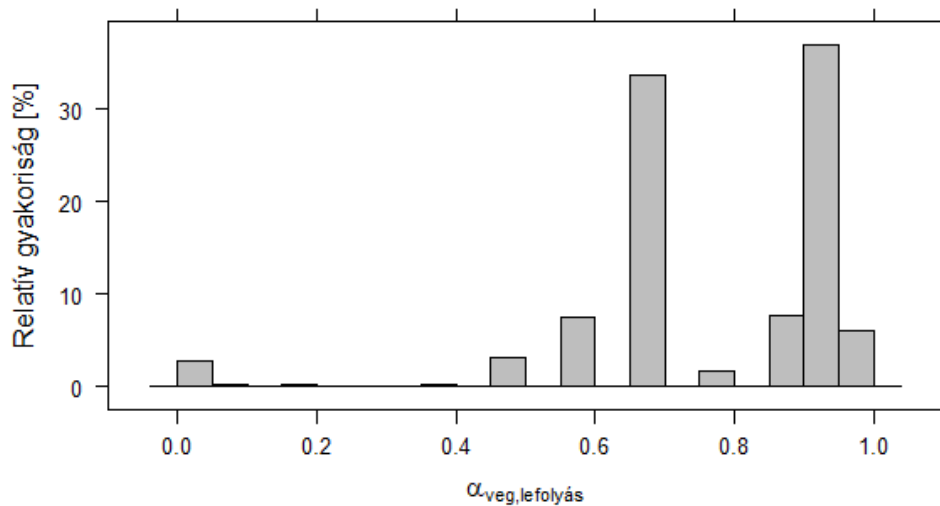
A növényzet lombsűrűsége, valamint szársűrűsége mellett, erdőkben módosítólag hat az aljnövényzet megléte/sűrűsége, valamint az avar vastagsága. Az avar jellemző vastagságát valamelyest az egyes élőhelyek ismeretével tekintetbe tudjuk venni és a szakértői becslésbe bevonni. A cserjeszint sűrűségét az ESZIR (Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszer) adatbázis „CSERJE” oszlopa adja meg nekünk 6 kategóriára osztva (4. táblázat).

4. táblázat: Az ESZIR (Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszer) cserjeszintet jellemző kategóriák és az ezekhez adott szakértői becslés a lefolyásmérséklése szempontjából. A 0-1 közti értékek minél közelebb esnek 1-hez, annál nagyobb a lefolyáscsökkentő hatás

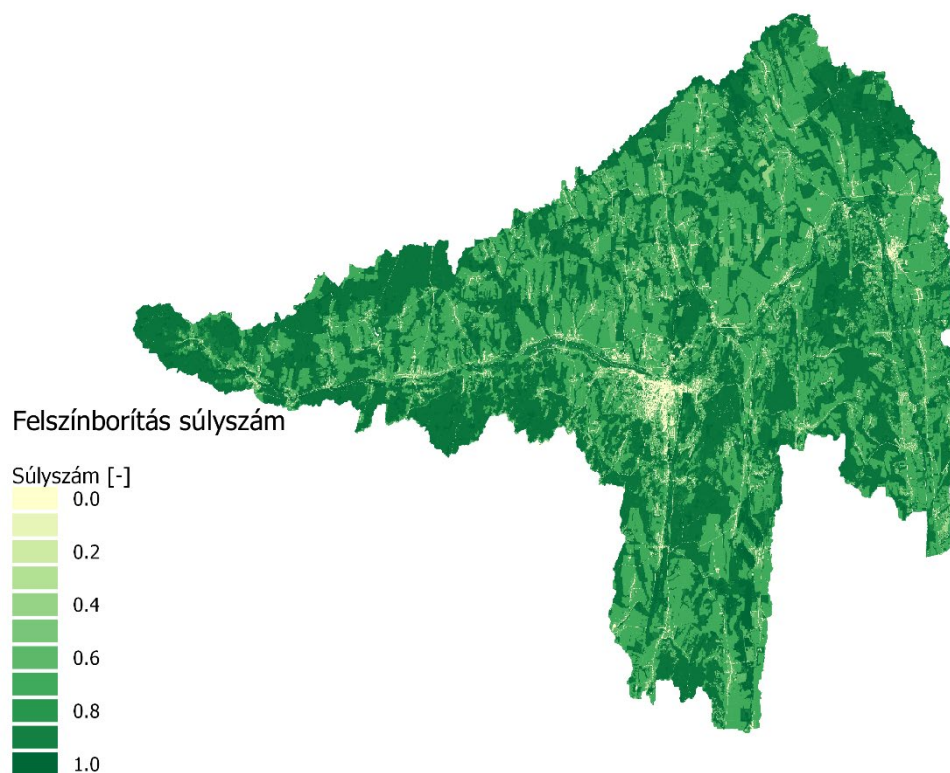
ESZIR „CSERJE” kategória	Egyszerűsített cserje kategóriák	Lefolyásmérséklés relatív mértéke	Lefolyásmérséklés súlysám
Nincs cserjeszint	30% alatt	megegyezik a lombhullató erdők értékével	0,95
Egyöntetűen szórványosan fedett, maximum 30%			0,95
Csoportosan szórványosan fedett, maximum 30%			0,95
			0,95
Egyöntetűen közepesen fedett, 30-70%	30-70%	a tülevelű és lombhullató közti különbség 30%-át lépésenként (0,013 per lépés)	0,96
Csoportosan közepesen fedett, 30-70%			0,96
Teljes lefedettségű, 70% feletti cserjeszint	70% felett	a tülevelű és lombhullató közti különbség 30%-át lépésenként	0,98

Az értékelés kialakításában, a cserjeszinten túl a 2 m alatti fás szárú növényzet bevonására volt még lehetőség. Amennyiben volt adott ponton ilyen növényzet, úgy a 0,90 értéket vette fel a lefolyásmérséklés számításában.

Az így becsült lefolyásmérséklés súlysám hisztogramját és térbeli eloszlását a 11. ábra és 12. ábra mutatja be a Zala vízgyűjtő mintaterületére.



11. ábra: A felszínborítás lefolyáscsökkentő hatását kifejező vegetációs súlyszám hisztogramja a mintaterületen (Zala vízgyűjtő). A nagyobb értékek jelentősebb növényi vízvisszatartást mutatnak. A két kiugró gyakoriságú csoport az erdőket, ill. az agrárterületeket mutatja.



12. ábra: A felszínborítás lefolyáscsökkentő hatását kifejező vegetációs súlyszám térképe a Zala vízgyűjtőjére

2.1.4.2. Nem-növényzeti komponensek integrálása a potenciális szint értékelésébe

Egy adott terület lefolyásra gyakorolt hatását a növényzeten túl a **talaj** (ld. 2.1.1), valamint a domborzati viszonyok is befolyásolják. A talaj az 1. kaszkádszint mutatója a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentésénél, mely a 2. kaszkádszinten kerül beépítésre a potenciális lefolyás-mérséklés (illetve dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés) modellezéséhez. A **domborzat** határozza meg a lejtőkön a **víz lefolyásának sebességét, útvonalát**.

A Zala vízgyűjtőjén végzett mintaterületi vizsgálat (bővebben lásd 3. fejezet) lehetőséget adott arra, hogy az országos léptéknél kisebb területen, kisebb időbefektetéssel kísérletet tegyünk e két nagyon fontos környezeti tényező bevonására (nemcsak a lefolyás-csökkentés, hanem a többi vizsgált ÖSz esetén is). A következő részben a lefolyás-mérséklés értékelésére kidolgozott módszer továbbfejlesztését, a nem-növényzeti komponensek integrálását mutatjuk be részletesen, majd a domborzat hatását kifejező tényező(ke)t taglaljuk konkrét számításokkal a Zala vízgyűjtő mintaterületre.

A növényzeti, domborzati és talaj-komponensek hatásának együttes leképezésére először a Kennessey-féle lefolyási tényező logikáját vettük alapul. Ez egy adott vízgyűjtő esetében a lefolyás (Q) csapadékösszeghez (P) viszonyított arányát (α) három tapasztalati súlyszám összegeként közelíti:

$$\alpha = \frac{Q}{P} \quad \text{és} \quad \alpha = \alpha_1 + \alpha_2 + \alpha_3$$

ahol α_1 a lejtőviszonyokat, α_2 a talaj átteresztőképességét, α_3 a növénytakarót jellemző tényező (5. táblázat). A három tényező értéke különböző irodalmi közlések alapján (D'Alberto és Lucianetti, 2019, Gombos 2011) egyaránt 0,01 és 0,3 között mozog, így a becsült lefolyási tényező 0,03 és 0,9 között változhat (azaz a becslés szerint a csapadék minimum ~3%-a, illetve legfeljebb 90%-a folyik le). A lefolyási tényezőről (runoff coefficient) általánosan bővebb szakirodalmi áttekintést Blume *et al.* (2007) ad.

5. táblázat: A Kennessey-féle lefolyási tényező egyes komponensei (Gombos 2011)

I. A lejtő viszonyait jellemző összetevő	
Lejtő osztálya	α_1
Meredek lejtő	0,22 – 0,3
Közepes lejtő	0,12 – 0,2
Szelíd lejtő	0,06 – 0,11
Sík vidék	< 0,06
II. A talaj átteresztőképességét jell. összetevő	
A talaj jellemzői	α_2
Igen vízzáró	0,21 – 0,30
Közepesen vízzáró	0,12 – 0,20
Áteresztő	0,06 – 0,11
Igen átteresztő	0,03 – 0,05
III. A növénytakarót jellemző összetevő	
A növényzet jellemzői	α_3
Kopár szikla	0,26 – 0,30
Rét, legelő	0,17 – 0,25
Feltört kultúrtalaj, erdő	0,07 – 0,15
Zárt erdő, laza üledék	0,03 – 0,05

A NÖSZTÉP értékelése során azonban végül nem a Kennessey-féle lefolyási tényező vagy annak módosított változata mellett döntöttünk, a következő okokból:

- A módszer részvízgyűjtő léptéken érvényes, a pár tíz négyzetméteres cellaméret már nem tartozik az érvényességi tartományába. Ezért a projektben elvárt felbontású elemzésre nem alkalmas.
- A három tényezőre a módszer négy-négy érték kategóriát ad meg (pl. a talajra vonatkozóan igen vízzáró/közepesen vízzáró/áteresztő/igen átteresztő). Tehát az eljárás a lefolyási tényezőt nem folytonos, hanem viszonylag durva felbontású diszkrét skálán becsüli.
- Az eljárás a három tényező összegeként értelmezi a lefolyási tényezőt. Így egy-egy tényező újraértelmezésére csak nagyon korlátozottan van mód. Ez azt is jelenti, hogy a Kennessey-féle módszert eredeti formájában csak nehézkesen lehetne összehangolni a Hidrológia SzMCs által kialakított vegetációs súlyozással (vagyis az α_3 tényezőt $\alpha_{veg, lefolyás}$ -ra cserélni).
- A Kennessey-féle becslés esetén a három hatótényező közti művelet összeadás, így adott felszínborítás relatív lefolyáscsökkentő hatása a talajtól és a lejtéstől függetlenül jut érvényre. Ezzel szemben feltételezzük, hogy egy lefolyásképződésnek kedvezőbb területen (pl. kötött talajú domboldalon) a vegetáció visszatartó szerepe „fontosabb”, ezért azt célszerű a talaj és domborzat hatásával arányosítani (pl. szorozni).

A fentiek alapján azt javasoljuk, hogy a növényzet lefolyás mérséklő hatását cellaszinten az alábbi összefüggés segítségével írjuk le:

$$\alpha_{lefolyás} = \alpha_{veg, lefolyás} * \alpha_{talaj} * \alpha_{terep}$$

Ahol minden cellában

- az $\alpha_{lefolyás}$ a potenciális ÖSz mértékét (2. kaszkádszint) kifejező relatív arányszám $\{0;1\}$
- az $\alpha_{veg, lefolyás}$ a Hidrológia SzMCs által az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriákhoz rendelt vegetációs súlyszám $\{0;1\}$

- az α_{talaj} a helyi talajadottságot jellemző tényező $\{0;1\}$
- az α_{terep} a helyi domborzati viszonyokat jellemző tényező $\{0;1\}$

A javasolt összefüggés értelmezése az, hogy az $\alpha_{lefolyas}$ értéke annál nagyobb, minél jelentősebb a növényzet viszonylagos vízvisszatartó, lefolyás csökkentő szerepe adott környezeti körülmények között. Az $\alpha_{veg,lefolyas}$ arányos a felszínborítás vízvisszatartó képességével, nullához közeli értékei (pl. épületek, burkolt útfelületek) elhanyagolható, míg egyhez közeli értékei (pl. túlevelű erdő vagy láp- és mocsárerdők) pedig szinte tökéletes lefolyáscsökkentésre utalnak. Az α_{talaj} és az α_{terep} súlysámok azt fejezik ki, hogy adott helyen milyen mértékben segítik elő a talajadottságok és a terepi viszonyok a csapadék felszíni/felszín alatti összegyülekezését. A két tényező arányos a lefolyásképződésre való hajlammal: a kötöttebb talajú, meredekebb területen az α_{talaj} és az α_{terep} értékei nagyobbak; és fordítva, jobb vízvezető talajú, lankásabb területen a súlysámok kisebbek. Az α_{talaj} és az α_{terep} súlysámokat a talaj- és terepviszonyokra vonatkozó fizikai tartalom alapján határoztuk meg úgy, hogy értékük mindkét esetben a $\{0;1\}$ tartományban mozogjon.

Végeredményképpen ugyanannak a felszínborítási kategóriának a vízvisszatartó hatása számszerűen „értékesebb” lesz (nagyobb eredő $\alpha_{lefolyas}$ súlysámot kap) a lefolyásra hajlamosabb részekén.

2.1.4.3. A domborzat hatását kifejező mutató – Topographic Wetness Index

A megközelítésünkben szeretnénk volna leképezni, hogy a különböző területek ÖSz jelentősége eltérő aszerint, hogy az adott terület mennyire lejtős és a „hidrológiai fa” mely részén helyezkedik el. Ezért **a térképezés során nagyobbra értékeljük egy adott felszínborítás vízvisszatartó hatását, ha az lejtős területen, illetve a lefolyási hierarchia mentén lejjebb helyezkedik el.**

Első próbálkozásunk az összegyülekezési („flow accumulation”) raszter volt: ez a domborzatmodellből kiindulva, pusztán a szomszédos cellák szintkülönbségei alapján minden cellára megadja a lefolyási hierarchiában fölötte elhelyezkedő cellák számát. Az összegyülekezési térképet a cellamérettel szorozva megkapjuk az adott helyszínhez tartozó vízgyűjtőterület tényleges nagyságát. A flow accumulation raszter alkalmazásával kapott ÖSz-térképeket kiértékelve azonban ezt a megközelítést elvetettük. Ennek fő oka az volt, hogy a lejtést a módszer figyelmen kívül hagyja, azaz két azonos méretű, de eltérő szintkülönbségekkel, lejtésekkel jellemzett (pl. egy sík és egy meredek) részvízgyűjtőt az összegyülekezési raszter ugyanazon hidrológiai fával képezi le.

Második lépésben az ún. „Topographic Wetness Index” (TWI) alkalmazását vizsgáltuk. A TWI a cella fölött elhelyezkedő részvízgyűjtő területet és a helyi tereplejtést kifejező mutatószám. Beven és Kirkby (1979) szerint a TWI az alábbi empirikus összefüggéssel számítható:

$$TWI \ln \frac{a}{\tan \beta},$$

ahol a az adott cellához tartozó fajlagos vízgyűjtőterület [m],

β pedig a lokális tereplejtés.

A fajlagos vízgyűjtőterület [m]:

$$a = \frac{A}{k}$$

ahol A a cellához tartozó vízgyűjtő területe [m^2],

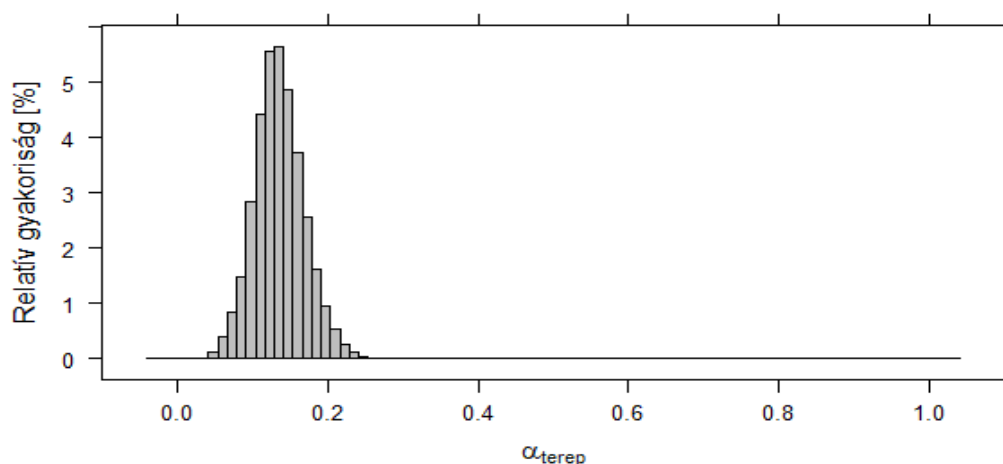
k pedig a cellához tartozó vízgyűjtő kerülete [m].

Több tanulmány szerint a TWI jól korrelál számos környezeti jellemzővel, például a talajnedvesség térbeli változásával, a talajvíztükör terep alatti mélységével, a hordalékmozgással vagy a talaj fizikai tulajdonságaival (Sørensen *et al.*, 2006).

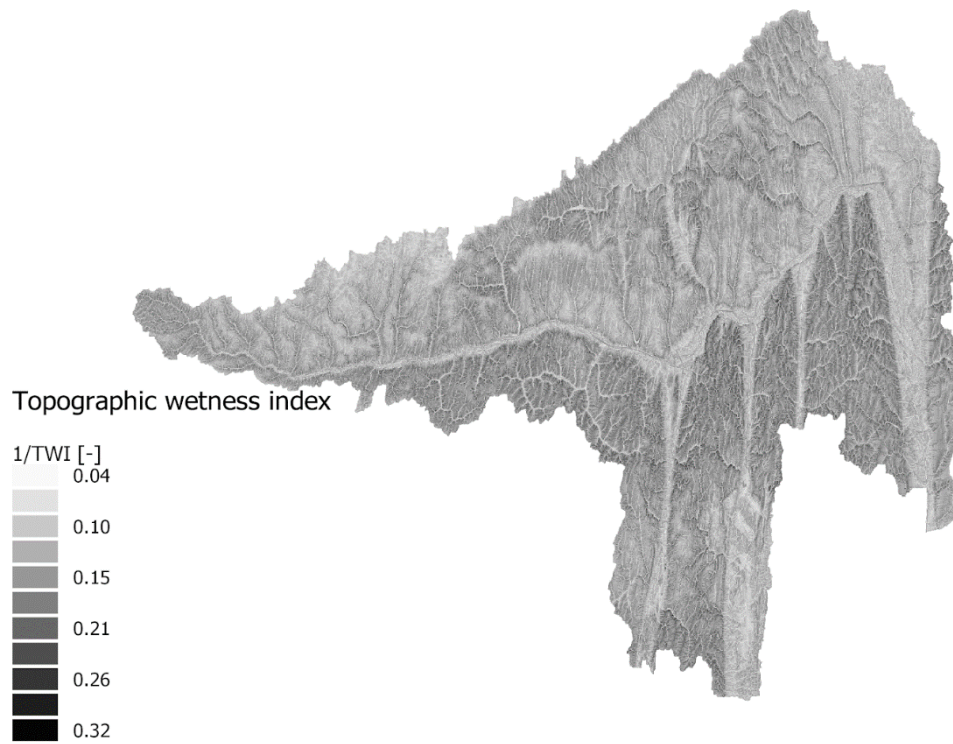
A Zala és a Kapos vízgyűjtőjére, valamint a Zsámbéki-medencére végzett számításaink tanulsága szerint a TWI 3-30 közötti értéket vesz föl. Az **alacsony TWI értékek meredek, lefolyásra hajlamos területre utalnak**, míg a magasabb értékek nagyobb fajlagos vízgyűjtőt és kisebb helyi felszínesést jelentenek. Számításainkban azt az elvet kívántuk érvényesíteni, hogy az ŐSz a lefolyásra hajlamosabb és/vagy nagyobb összegyülekezési területek alján értékelődik fel. Ezért az α_{terep} -hoz **a TWI reciprokát használtuk**:

$$\alpha_{\text{terep}} = \frac{1}{TWI}$$

A Zala vízgyűjtőre vonatkozó eredmények a 12. ábrán láthatók.



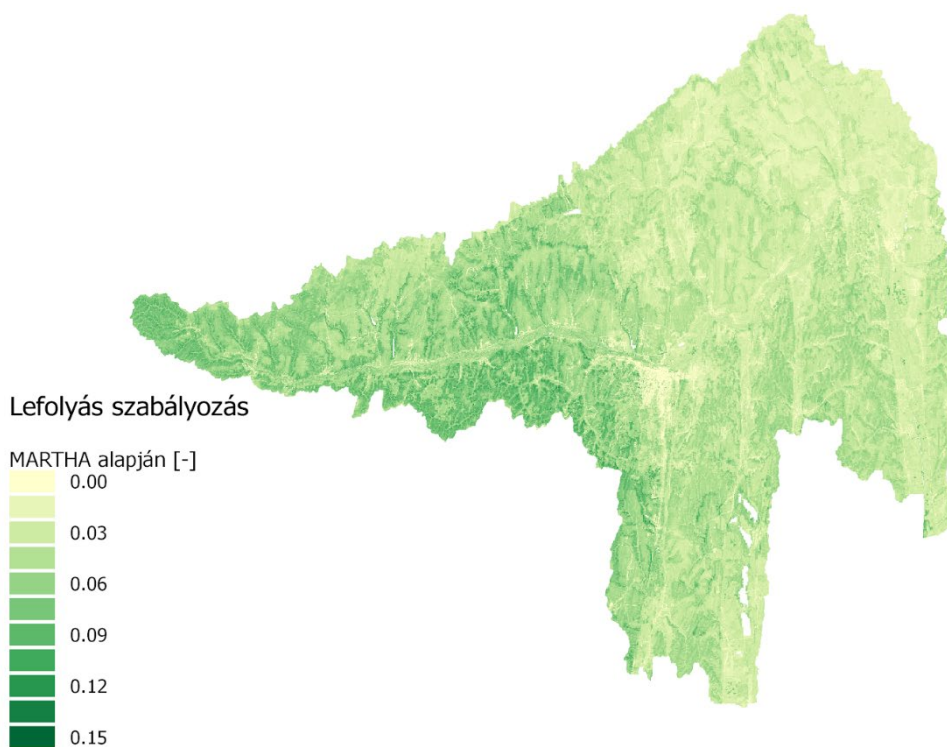
13. ábra: $1/TWI$ (alfa terep) hisztogramja a mintaterületen (Zala vízgyűjtő). A súlyszám nagyobb értéke lefolyásképződésre hajlamosabb területet jelöl, ahol a vegetáció visszatartó szerepe fontosabb.



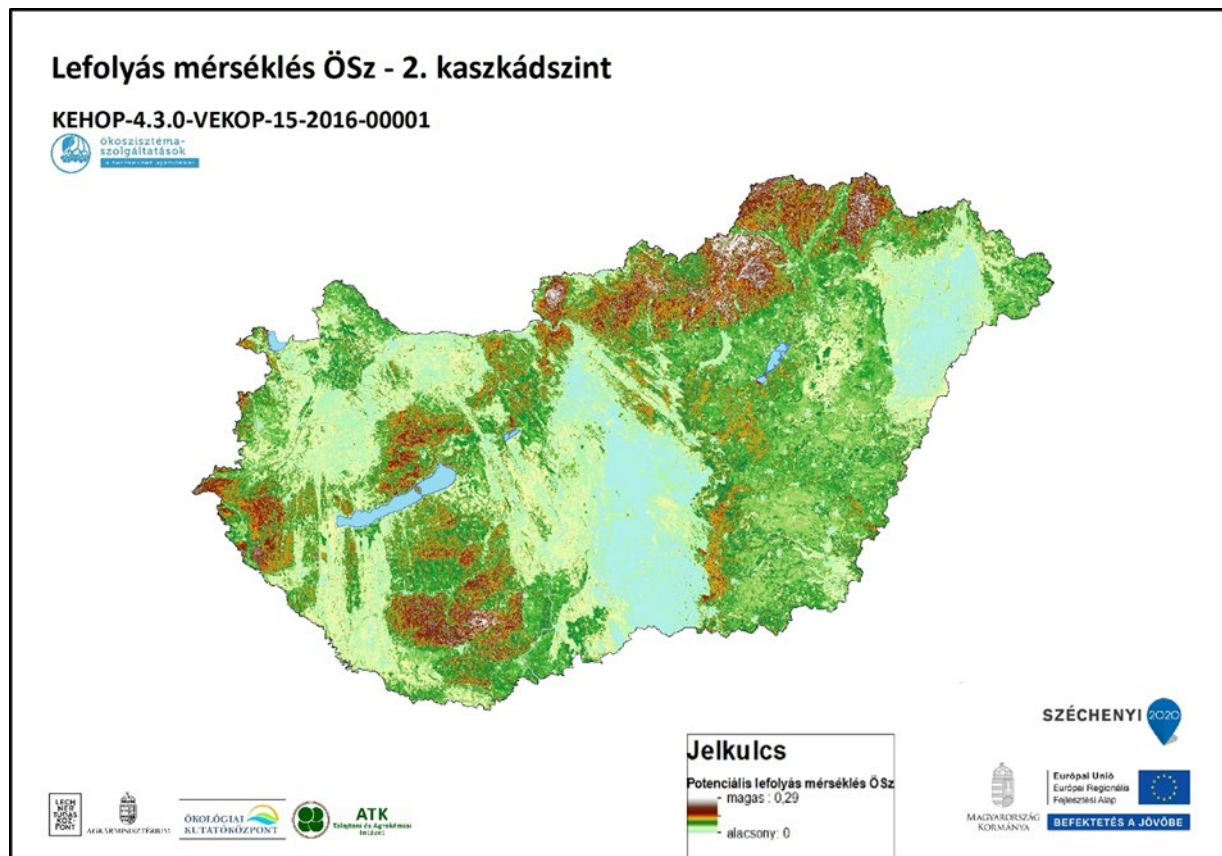
14. ábra: A terepre vonatkozó súlysám (1/TWI) térképe a Zala vízgyűjtőjére

2.1.4.4. A potenciális lefolyáscsökkentés ÖSz térképezése az országos módszertan szerint

Az országos módszertanban az előző tesztek alapján a potenciális lefolyáscsökkentés ÖSz-re a MARTHA-H1D megközelítést alkalmaztuk a növényzeti valamint a domborzati komponensek figyelembe vételével együtt. A Zala vízgyűjtőre vonatkozó modellezésen (15. ábra) azt látjuk, hogy ahogy a talaj súlyszámok térképei alapján várható volt, az ÖSz eloszlásai eltérően alakulnak. A MARTHA-H1D megközelítés esetén a homokos vályogos (kelet), a vályogos (közép) és az agyagos vályogos (nyugat) területek határozottabban elkülönülnek a mintaterületen, a szolgáltatás becsült mértéke a kötöttebb nyugati részeken lesz jelentősebb. Az ily módon kifejlesztett módszertant az egész országra alkalmaztuk, így jött létre a potenciális ÖSz térkép a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés ÖSz-re (16. ábra).



15. ábra: Az országos módszertan alapján becsült lefolyáscsökkentés ÖSz térkép a Zala vízgyűjtőjére – MARTHA-H1D megközelítés



16. ábra: A potenciális ŐSz térkép a dombvidéki árvíz-kockázat-csökkentés ŐSz-re (lefolyásmérséklés ŐSz) a talaj MARTHA-HID megközelítésével.

2.1.5. Dombvidéki árvíz-kockázat-csökkentésének tényleges használata

Az árvíz-kockázat-csökkentésénél, mint sok más szabályozó ŐSz-nél, nem tartottuk értelmezhetőnek az aktuális és a potenciális szolgáltatás szintjeinek megkülönböztetését, és nemzetközi irodalomban sem találtunk példát a szétválasztásra. Más szabályozó szolgáltatásokkal szemben, mint pl. a Szűrés ŐSz, ebben az esetben még a kérdés feltevése is nehezen értelmezhető: az „árvíz-kockázat-csökkentés mekkora hányadát vesszük ténylegesen igénybe?”. Nem az összes lefolyó csapadék visszatartott aránya az, ami itt a kérdés, hanem *az árvíz okozó intenzív csapadékesemények mérséklése*.

Ha a dombvidéki árvíz-kockázat-csökkentés ŐSz szerepének hatását szeretnénk érzékeltetni, a lefolyásszabályozásának nem-növényzet alapú tényezőit összegezve egy **(villám)árvíz-veszélyeztetettségi** térképet is kaphatunk, mely a talaj, lejtő és klimatikus viszonyokat összegezve jelezheti a növényzet (jellegének, hiányának) kiemelkedően fontos szerepét egy-egy helyen a potenciális villámárvíz kialakulásában. A villámárvizek által veszélyeztetett helyeken kiemelkedő szerepe van a növényzetnek a villámárvizek megelőzésében. Példaként a Karasica vízgyűjtőjét (Duna mellékvize, Baranya megye) lehet említeni, ami nagymértékben mezőgazdasági művelés alatt áll, és jellemzőek a villámárvizek (Balatonyi 2016). Ehhez hasonló területeken feltehetőleg számottevően lehetne csökkenteni a lefolyást és így az árvíz-kockázatot a természetes vegetáció arányának növelésével (FRMRC 2008, Dingman 2015). Fontos ugyanakkor kiemelni, hogy a növényzet megváltozásának (pl. erdősítés) lefolyásra gyakorolt hatása nem feltétlen azonnal és nem is általános érvényesül.

jelentkezik. Brown *et al.* (2013) párhuzamos vízgyűjtő vizsgálatral rámutattak, hogy az erdősítés után akár 8-25 év is eltelt egy új stabil hidrológiai állapot kialakulásához.

A tényleges ÖSz meghatározása helyett felmerült egy ellenkező irányú megközelítés, amely azt veszi számba, hogy **mekkora területet érint** az adott szolgáltatás (illetve, hány ott élő embert), ennek fényében mekkora az **igény** az adott ÖSz-re (ld. pl. Városi SzMCs-ben Légszennyezés ÖSz megközelítését, Potschin 2018 „demand” definíciójának is megfelelően), ami nem ugyanaz, mint maga a tényleges ÖSz használata („flow” vagy „actual use”, ld. Szószedet). Ezt a területi megközelítést viszont azért nehéz értelmezni, mert más az ÖSz keletkezésének helye (a teljes vízgyűjtő, de elsősorban a vízgyűjtőn belül a vízfolyás felső szakaszához tartozó rész-vízgyűjtő területek) és más a felmerülő igény helye (elsősorban a vízfolyás menti területek, települések). A szakirodalomban ezt a jelenséget nevezik „supply-demand mismatch”-nek, illetve „telecoupling”-nak (Albert *et al.* 2016, Pascual *et al.* 2017). Az árvízvédelem iránti igény eleve csak ott létezhet, ahol ember által használt vagy lakott területek vannak, mint ahogy maga az „árvíz” fogalma is antropocentrikus (Brauman 2007).

A szolgáltatás keletkezése, mint a teljes vízgyűjtőben létrejövő szolgáltatás az, ami valójában az ökoszisztémák szolgáltatásaként értelmezhető. A mintaterületi modellezésből részben ki lehet venni az árvíz kockázat-csökkentésének képességére (kínálatra, 2. szint) vonatkozó számokat adott vízgyűjtőre, tehát azt, hogy 1 hektár erdő, gyep, illetve szántó **mennyi esőt (hány m³-t vagy mm-t) fog meg hosszú idő átlagában**, vagy akár **esemény alapon**, egy-egy intenzív esőzés után mennyi víz jelenik meg a mederben. Tehát egy-egy extrém eseményre ki lehet számítani, hogy az éppen, intenzíven leeső csapadék hány százaléka jelenik meg a mederben, tehát milyen arányban fogta azt vissza az ökoszisztéma. **De ahhoz, hogy tudjuk, hol és milyen mértékben lesznek (vagy lennének) árvizek (ha nem lenne növényzet), ahhoz a mederben levonuló víz további sorsát is fel kellene mérni.** Ehhez azonban szükség lenne a vízfolyás medrének részletes medergeometriájára (hosszszelvény és keresztzelvények sorozata), a töltésrendszer geometriájára, és erre fel kellene építeni egy egy- (vagy két-) dimenziós hidrodinamikai folyó és elöntés modellt. Így a korábbi mért vízállás idősorokra kalibrált és validált modelledmények alapján meg lehetne mondani, hogy adott csapadékesemény milyen elöntést okoz a folyó mentén. Ezek a számítások nagyon munka-, idő-, és erőforrásigényesek. Ennek modellezése és térképezése az Árvízi Kockázatkezelési terv (ÁKK) felülvizsgálatában valósul meg, melyet az OVF 2020 folyamán tervez elvégezni, az Ökoszisztéma-alaptérképre alapozva a munkáját.

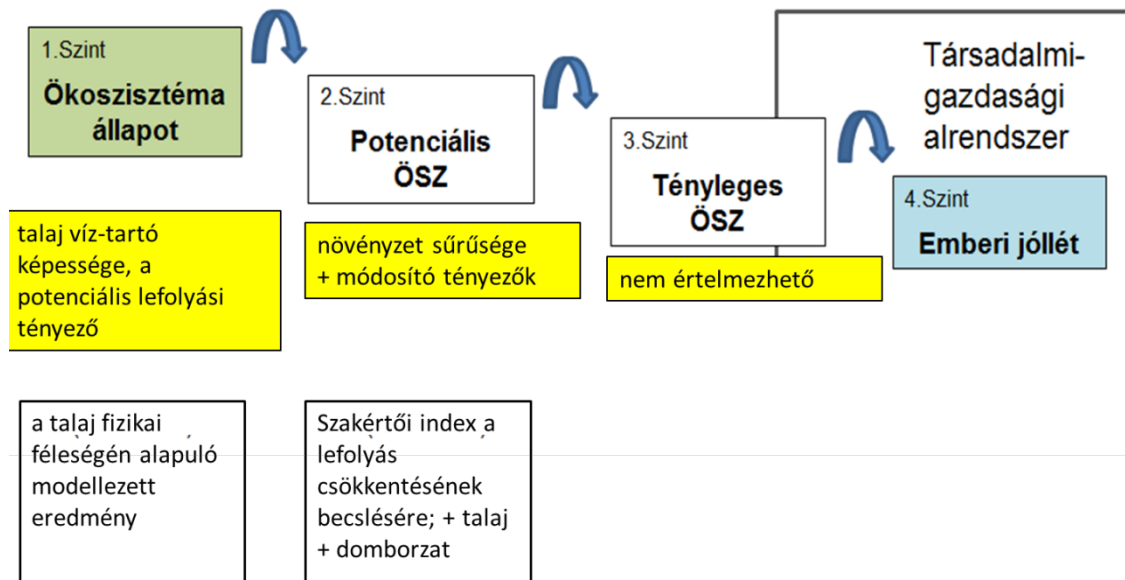
Mintaterületi szinten arra tudunk viszont pontosabb értékeket adni, hogy mekkora (felszíni, felszínközeli) vízhozamot eredményeznek bizonyos csapadék-események, mekkorák az éves átlaghozamok, valamint lehetséges ezeket a felszínborításhoz és más területi tényezőkhöz viszonyítani. A pontosabb, mintaterületi modellezést részletesen a 3.1 fejezetben mutatjuk be. Ezekből a modellszámításokból viszont még továbbra sem tudjuk, hogy egy évben átlagosan hány olyan esemény van, ami árvizet okozna, ha nem lenne a vízgyűjtő területén a megfelelő/jelenlegi vegetáció. A lefolyás tényleges csökkentése ezen túl erősen függ a megelőző időszak csapadékhelyzetétől is: amennyiben telítődött a rendszer (talaj, avar, lombzat/levelek), sokkal kevesebbet tud felvenni egy további esőzés során, így sokkal kevesebb plusz-csapadék is elég lehet ahhoz, hogy egy folyó kiöntsön.

Ezek alapján a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés vízgyűjtőre vonatkozó országos értékelését a 3. szinten elvetettük, mivel ez meghaladja a lehetőségeinket. Az érintett terület, mint az a terület, amelyen az ÖSz iránti igény felmerül, sem egyszerűen definiálható. Itt azonban egybevágnak a tematika a „síkidéki árvíz kockázat-csökkentéssel”, így a továbbiakban ott tárgyaljuk.

2.1.6. Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés értékelése során

Az értékelés fő fókusza a fentiek alapján annak felmérése, mennyire képes a növényzet és a talaj csökkenteni a lefolyást és ezáltal az **árvíz keletkezésének valószínűségét** (intercepció, infiltráció, evapotranspiráció révén) (17. ábra).

1. kaszkádszint: talaj víztartó képessége
2. kaszkádszint: növényzet (lombozat és szár-)sűrűsége, valamint nem-növényzeti tényezők (domborzat mint Topographic Wetness Index; talaj víztartó képessége)
3. kaszkádszint: nem értelmezhető;
4. kaszkádszint: A jóllét fenntartása vagy növekedése értékeléséhez szükséges indikátorok egy későbbi, a **jólléti értékelésre koncentráló munkafázisban** kerülnek kidolgozásra (a későbbiekben, a Részvételi csoport által kidolgozott módszertan alapján), ez a többi vizsgált szolgáltatásra is vonatkozik, ezért ezt a továbbiakban nem tárgyaljuk.



17. ábra: Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés ÖSz (lefolyásmérséklés ÖSz) indikátorai a kaszkád mentén

Összefoglaló: A dombvidéken az árvíz kockázat-csökkentés elsősorban a lefolyás mérséklésén keresztül hat. Ehhez a növényzet a levelek, lombozatok, szárok által járul hozzá. A talajnak is fontos szerepe van a lefolyó víz befogadásában, késleltetésében. Az ÖSz jelentősége változik, annak függvényében, hogy milyen talajon és milyen terepen (domborzat szempontjából) helyezkedik el: a meredekebb, rosszabb talajú helyeken nagyon fontos a megfelelő (sűrű, természetközeli) növényzet megléte, mely a víz lefolyását mérsékelni és késleltetni képes.

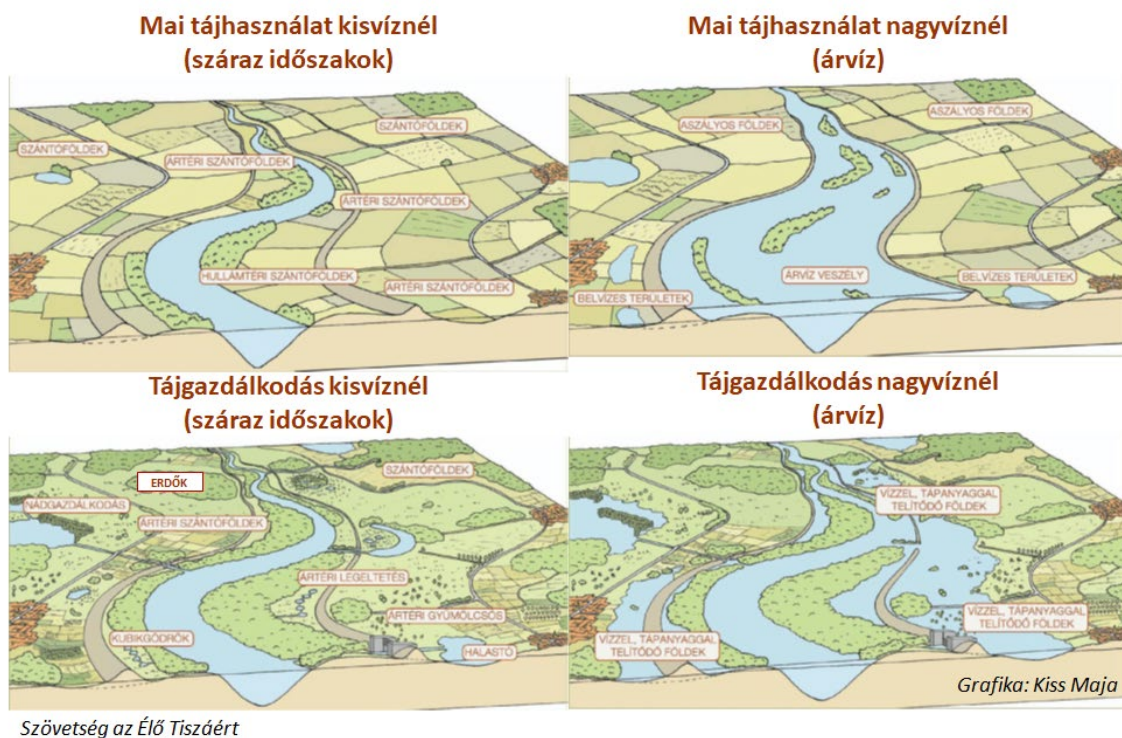
2.1.7. A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés, az ártér árvízvédelmi funkciója

A dombvidéki, lényegi árvíz kockázat-csökkentéstől eltérően, a síkvidéken egy másik ökoszisztéma-funkció, **a már kialakult áradások mérséklése** („a posteriori”, Czúcz & Sonderegger 2018) valósul meg, mely az árhullámok szintjének csökkentését jelenti. Ez az ÖSz elsősorban az ártereken, leginkább a nyílt, természetes ártereken érvényesül azáltal, hogy az adott ökoszisztéma megadja a víznek a teret, amennyiben az nem korlátozott a tájban. Ezt a szolgáltatást „síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés” névvel láttuk el.

A mentett oldali ökoszisztémák, eredetileg az árterek szerves részei voltak és hozzájárultak az árhullám-csúcsok mérsékléséhez, időbeli eloszlásához (Barth & Döll 2016, Schober *et al.* 2018, VITUKI [Jolánkai G.] 2004). A folyószabályozások során az eredeti ártereket azonban leszűkítették, kapcsolatukat a folyóval/főmederrel megszüntették. A 21207 km²-nyi mentett oldali ártéri öblözetet 4157,1 km-nyi árvízvédelmi töltés választja el a hullámtértől, és benne a főmedertől. Mára hazai viszonylatban már alig van olyan terület (pl. Gemenc, Bodrogsziget, az Ipoly, a Hernád, a Sajó, a Rába egyes szakaszai), amelyen bemutatható lenne a folyószabályozást megelőző, eredetihez hasonló ártéri működés.

Az ökoszisztémák a legtöbb magyar folyó mentén így jelenlegi helyzetükben nem tudják teljesíteni árvíz-mérséklő funkciójukat, mivel nem érik meg a gátak mögötti, mentett oldalra árvíz (csak gátszakadás vagy tudatos elöntés során kerülhetnek kapcsolatba árvízzel). Így az eredeti, természetes ártér ténylegesen megvalósuló árvíz kockázat-csökkentő szolgáltatása minimálisra csökkent.

Az intenzív folyószabályozások következményeként az egyes árhullámok egyre magasabbak, az extrém események gyakorisága nő, ezáltal az épített árvízvédelmi infrastruktúra egyre kevésbé elégséges a védelmi feladatok ellátásához (Albert *et al.* 2015, Kiss *et al.* 2019). További hátránya a jelenlegi helyzetnek, hogy nemcsak az árterek nem tudják teljesíteni az árvízvédelmi funkciójukat, de az áradó víz egyéb, pozitív hatásától is elesnek, így például a talaj tápanyagdúsításától, vagy a területek vízellátásának javításától. Ezeket a korábban rendszeresen elárasztott, napjainkban szárazon lévő ártereken érdemes a NÖSZTÉP szintézis fázisában megvizsgálni, hogy mely más ÖSz-ek, milyen mértékben valósulnak meg, annak érdekében, hogy a különböző ÖSz-ek hasznát, csereviszonyait értékelni tudjuk. A mai táj/vízgazdálkodást egy feltételezett/korábbi rendszeres ártéri elárasztással, valamint az ökoszisztémák funkcióit a 18. ábra veti össze szemléletesen.



18. ábra: Alternatív víz- és tájgazdálkodási scenárió a Tisza mentén (Kiss Maja, Balogh Péter, Ungvári Gábor 2007).

Az eredeti árterek **árvíz-csökkentő funkcióját** az irodalom elég egységesen az árvíz lefolyáshoz rendelkezésére álló **térfogattal** közelíti meg (pl. Albert *et al.* 2015, Barth & Döll 2016, Czúcz & Sonderegger 2018, Maes *et al.* 2016, Nedkov & Burkhard 2012). Itt tehát elsősorban nem a növényzet, és/vagy a talaj, mint ökoszisztéma-részrendszerek nyújtják a szolgáltatást, hanem maga a tér. Meg kell említenünk, hogy a „tér”, mint abiotikus tényező értékelése nem illeszkedik az eredetileg tervezett szakmai megközelítési irányvonalakhoz (ld. NÖSZTÉP Koncepcionális keretdokumentum, Arany *et al.* 2018), azonban mérlegelvén a társadalmi, vízügyi és természetvédelmi relevanciáját, mégis a bevonása mellett döntöttünk.

Az árvíz kockázatok szempontjából a helyi, tehát nem a vízgyűjtőn, hanem a mederben ható tényezők közül az átfolyási szelvény térfogatát csökkentő tényezőknek van kiemelkedő szerepe. A síkvidéki hullámtéren lerakott hordalékmennyiséget, **a nagyvízi meder feliszapolódottságát** számos tanulmány említi a Tisza árvíz kockázata vonatkozásában (Schweitzer 2000, Schweitzer&Nagy 2011, Tóth 2019). Az ármentesítést követően egyes helyeken (Szolnok térsége) akár 200–240 cm-rel is felmagasodott a hullámtér, ami az árvíz számára kitölthető tér csökkentését jelenti nyilvánvalóan. A feliszapolódás árvizenkénti üteme több centiméter, helyenként több deciméter. (Évenként átlagosan kb. 1cm.) Az üledék lerakódásának mértéke a partéltől mért távolsággal fordítottan arányos, ami mutatja, hogy az áradó víz hordalékszállító-képességének hirtelen lecsökkenése a kiüledés fő oka. Jellemzően tehát a folyóval párhuzamos parti hát magasodik és szűkíti a folyó számára a teret.

Egy-egy árhullám késleltetésében a **növényzet** szerepe **másodlagos**, de természetes árterekben lehet pozitív szerepe is (Schober *et al.* 2018, VITUKI [Jolánkai G.] 2004). Hasonlóan fontos szerepet töltenek be a hullámterekbe part- és töltésvédelmi céllal telepített faállományok, amelyek az árvíz romboló hatását megtörik, a földműveket stabilizálják. A hullámtéren lévő természetközeli és telepített erdők további árvíz kockázatot csökkentő hozadéka, hogy az élőhelyi viszonyok átalakításával (árnyékolás) és a kompetíció révén csökkentik a cserjeszintet és segítik egyes invazív fajok (pl. gyalogakác) visszaszorítását.

Ezzel helyben csökkentik az érdességet, javítják a hullámtér vízzállító képességét. Az előnyös tulajdonságok ellenére, a jelenlegi vízügyi paradigma szerint a hullámtéri/ártéri vegetáció árvíz kockázat szempontú megítélése alapvetően kedvezőtlen. Azonban ez egy, a hidrológiai adottságokhoz jobban igazodó vízgazdálkodás-tájhasználat esetén már egyértelműen kedvezőbb lehetne (ennek a Gemenci ártéri erdő és a Tisza-tó a legszebb példái).

Az árhullám levonulásának befolyásolásában a növényzeténél még csekélyebb, inkább csak elenyésző, a talaj mint befogadó közeg szerepe egy tározó térben visszatartott víztömeg arányaihoz képest. Ez a 2. szövegdozban bemutatott rövid példán keresztül is jól látható. Sokkal jelentősebb körülmény, hogy a hullámtérre kilépő víz által **lerakott üledék** nemcsak mint porózus talaj, hanem mint **térfogatot jelentősen csökkentő tényező** érvényesül, ami az árvízszintek megemelkedésében is szerepet játszik.

2. szövegdoz: A talaj víztartó-képessége a felszíni víztározáshoz viszonyítva

A nemzetközi, fentebb hivatkozott szakirodalom mellett, egy röviden bemutatott, nagyságrendi becslés is bizonyítja, hogy milyen csekély szerepe van a talajnak a síkvidéki árvíz mérséklésében. Egy optimista nagyságrendi becslést mutatunk be a Tisza-völgyre. Megnéztük, hogy a jelenlegi VTT tározók és a mélyártéri területek mekkora vízmennyiség befogadására képesek és mekkora területűek (ez a térfogat nagyjából a Balaton térfogatának felel meg). Majd kiszámoltuk, hogy

- (i) mennyi víz szívárogná be a teljes területükön, illetve
- (ii) a teljes tárolt térfogat beszivárgásához mekkora terület kellene.

Alternatíva	Tározó			Talaj víztartó képesség - amennyi a tározóban van			Talaj víztartó képesség - amennyi a teljes felszíni vízhez kellene		
	térfogat	felület	átlag mélység	tárolt térfogat	rendelkezésre álló felület	Felszín alatti/felszíni tározás aránya	tárolandó térfogat	szükséges felület	szükséges / rendelkezésre álló felület
	[m ³]	[km ²]	[m]	[m ³]	[km ²]	[%]	[m ³]	[km ²]	[%]
VTT tározók	721	247	2.96	49	247	7	721	3605	1462
Mélyártér	2500	1474	1.70	295	1474	12	2500	12499	848

Mindkét esetben azt találtuk, hogy a talajban történő tározás durván tizede a felszíni tározásnak. Természetesen a tájba kijutó és ott a talajba szivárgó víz nagyon fontos tényező sok más szempontból, lásd pl. a belvízvisszatartás általi aszálymérséklést, ahol kulcsszerepe van ennek a folyamatnak.

A 2.1.11. fejezetben egy-egy terület jellemzésén keresztül bemutatjuk, hogy hogyan működik/működhetne a jelenlegi magas szintű szabályozottság mellett a természetes ökoszisztéma síkvidéki árvíz kockázat-csökkentése, ill. egy bemutatóterület alapján, hogy hogyan járulhatnának hozzá a mentett oldali ökoszisztémák a már kialakult árhullámok csökkentéséhez.

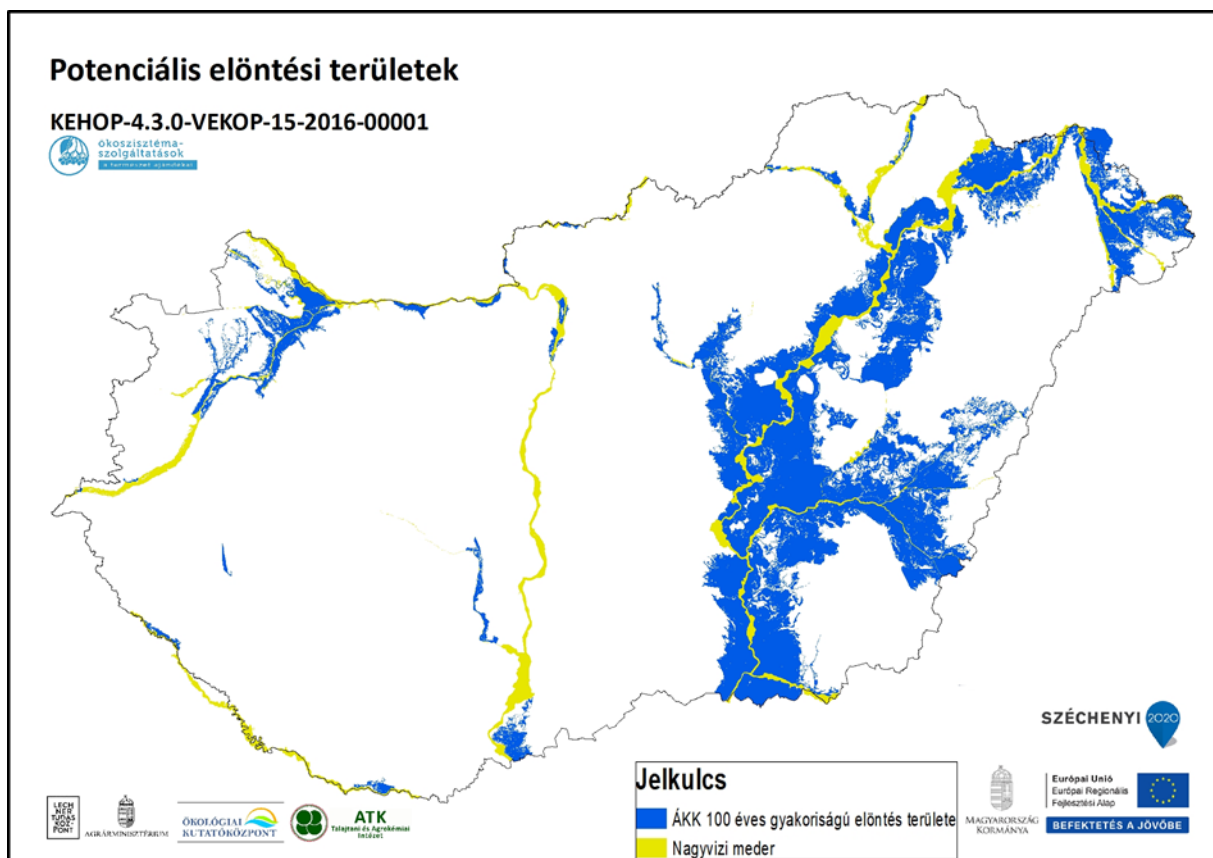
Az egységes fogalomértelmezés és -használat nagyban hozzájárulhat ahhoz, hogy az eredmények hatékonyan beépüljenek a döntéshozatali folyamatokba. Ezért a mellékletben szereplő Hidrológia-szószedetbe összegyűjtöttünk néhány árterekkel kapcsolatos, jogszabályokon, szakmai dokumentumokon, tudományos munkán alapuló fogalmat.

2.1.8. A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentéshez releváns ökoszisztéma-állapot

Amennyiben az árhullám levonulásához rendelkezésre álló tér a magyarországi nagy folyókra jelenleg jellemző beszűkült, leszabályozott hullámtérre redukálódik, az ökoszisztéma állapotát **az árvíz kockázat-csökkentésének szempontjából rossznak** tekinthetjük, mivel az ily módon levágott természetes („nyílt”) ártér már nem tudja betölteni eredeti funkcióját. Ettől kezdve az épített infrastruktúrára hagyatkozhatunk csak, de mivel a gátak sérülékenyek (hosszabb vízborítás mellett nagyobb valószínűséggel szakadnak), így általában a gyors árvíz-levonulás a kitűzött cél. Azok a folyók/folyószakaszok, melyek nincsenek gátak által szabályozva (vagy szélesebb hullámtér áll a rendelkezésükre) aktív kapcsolatban állnak a holtágakkal (Pataki *et al.* 2013), így a főmedren kívül a hullámtéri vízterek további tározókapacitást biztosítanak az árvíz mérséklése céljából. Kellően széles, hidraulikai kapcsolat szempontjából megfelelő hullámtérre azonban jelenleg nagyon kevés példa (pl. Gemenc, Bodrogsziget, Hernád és a Dráva egyes szakaszai) van.

Az ÖÁ értékelésére így tehát vagy az épített árvízvédelmi infrastruktúra, a „töltézettség aránya” lehet egy alkalmas mutató, melyet szakaszonként lehetne értékelni/megjeleníteni, vagy a rendelkezésre álló tér, az eredetileg elárasztható térhez viszonyítva. Bár a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv szerinti (VGT) felmérések egyik tételeként szerepel az ártér felmérése is, egyrészt a „töltézettség arányaként”, másrészt a „főmedertől levágott mellékágak százalékaként” is (OVGT 2015), azonban az adattáblázatok pontosabb megtekintése nagymértékű adathiányt mutat (kb. 95%-os adathiány), így egy a VGT-n alapuló értékelés nem vezet célra. A nagyvízi meder területét viszont megjeleníthetjük és viszonyíthatjuk a 100 és 1000 éves gyakoriságú elöntéssel elárasztott terület méretéhez. Ezt az arányosítási eljárást a European Environmental Agency (EEA) is javasolja⁵. Az arányt tekinthetjük az ökoszisztéma-állapot egyik jellemző indikátorának, amit bár jelenleg teljesen pontosan számszerűsíteni nem tudunk, de közelítőleg becsülhetjük (6. táblázat) és térképen ábrázolhatjuk (19., 21. ábra). A 100 éves elöntési gyakoriság alapján azt látjuk, hogy a Tisza mentén kiterjedt területek vannak, melyeket rendszeresen elönthetne a víz, míg a Duna mentén ez - az ártér morfológiájára visszavezethetően - kevésbé valósulhat meg. A Tisza menti árterek élőhely- vagy egyéb célú rekonstrukciók számára így sokkal relevánsabbak, elérhetőbbek.

⁵ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/data-viewers/floodplain-areas>



19. ábra: A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés 1. kaszkádszint mutatója (ökoszisztéma állapot): a közepes gyakoriságú elöntés területei (100 éves), és a jelenlegi nagyvízi meder területe (OVF Nagyvízi Mederkezelési Terv (NMT) és Árvízi Kockázatkezelési Terv (ÁKK 2015) adatok felhasználásával).

6. táblázat. A nagyvízi medrek, a 100 és 1000 éves gyakoriságú elöntések területnagysága, valamint ezek aránya

	Nagyvízi meder (NM)	1 %-os elöntési térkép (ÁKK_100)	1%-es elöntési térkép (ÁKK_1000)
Terület [km ²]	3180	13552	16812
Arány (NM/ÁKK)	-	23%	19%

2.1.9. Síkvidéki árvíz kockázat potenciális csökkentése

Az árterek esetében felmerült, hogy bevonjuk a gátak által elhatárolt, eredeti (nyílt) ártereket a potenciális szint értékelésébe. A gátak elméleti áthelyezése vagy megszüntetése ugyanakkor inkább a jövőképtervezés részét képezi, alternatív tájhasználati módok mérlegelését teszi lehetővé, amint ez az Új Vásárhelyi Tervben is szerepel a Tisza esetében. A jelenlegi állapot értékelése azonban elengedhetetlen alapot képez ehhez. Az értékelés során kizárólag a jelenleg reálisan megvalósuló lehetőségeket lehet számba venni, ami a hullámtér elárasztásán túl (nagyvízi medrek), más vízfolyások esetében is legfeljebb az árapasztó-tározók (lásd Szószedet) kapacitásával számolhat, mint mesterségesen hozzáadott tér.

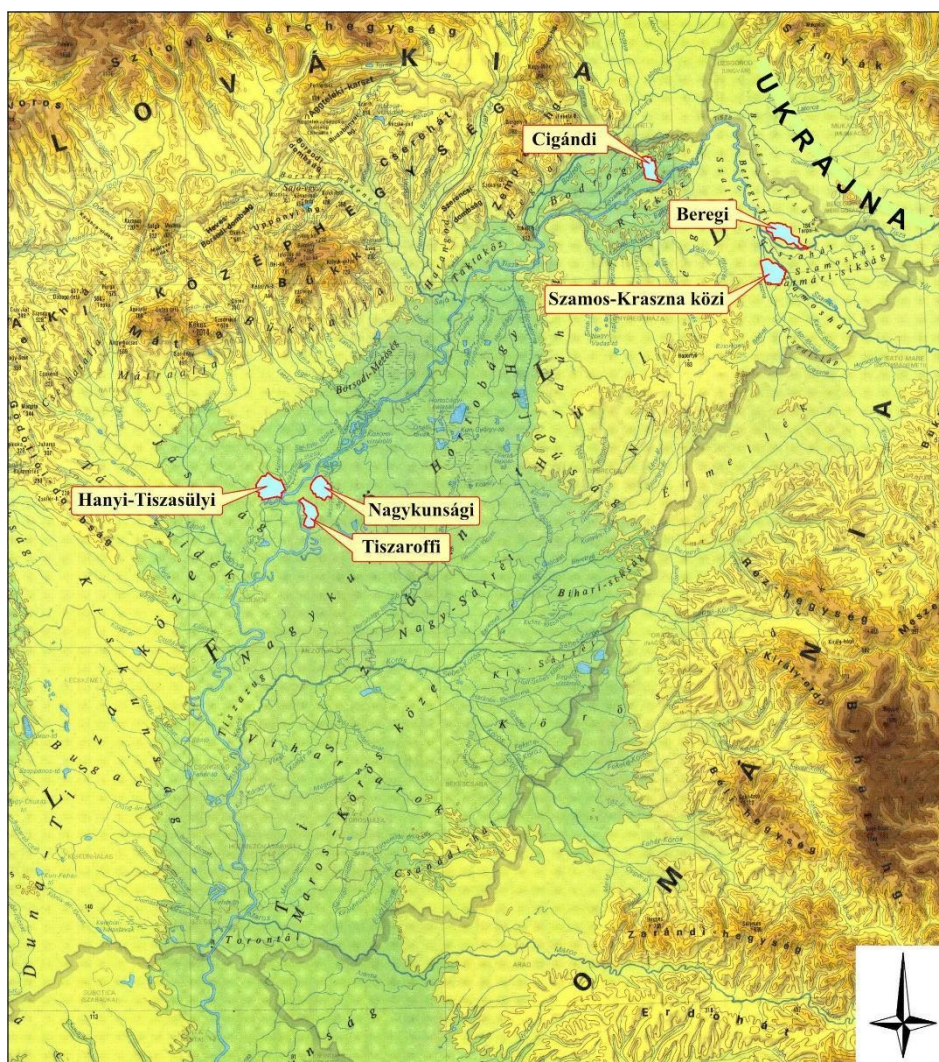
A **mesterséges tározóterek** (elsősorban az oldaltározóként kialakított tározók) a hazai árvízvédelmi rendszer vagy vízgazdálkodás részeként működnek és a jelenlegi árterek által **potenciálisan elárasztható** területek. Így az árvíz kockázat-csökkentés szempontjából gyakorlatilag hasonló funkciót töltenek be, mint hajdan a nem szabályozott folyók mentén az árterek. A különböző céllal (árapasztó, ivóvíz, áramtermelés, halastó, hajózás, rekreáció, stb.) létrehozott tározóknak (ilyen pl. a Tisza-tó is) bár vannak vasbeton műtárgyai, de jellemzően a földművek teszik ki a nagyobb mennyiséget. Azonban több lényegi különbség is felsorolható, amik a megvalósult VTT tározók esetén a legszembetűnőbbek:

- (i) míg a természetes árterek feltöltődése a főmederből kilépő vízzel szinte egyidejűleg, az áradás kezdetén megindul (így akár éves gyakoriságú), addig az árapasztó tározók elárasztása jelenleg (az üzemrend alapján) csak katasztrofális előntéssel fenyegető (jellemzően 10–40 éves visszatérési valószínűségű) ár hullámok esetén tervezett;
- (ii) elárasztás esetén az érintett földterületek használatát az állam kártalanítja;
- (iii) a tervezett üzemrend szerinti több méteres mélységű elárasztás maximális hossza két-három hét, ami jelentős időbeli korlátot szabna a felszíni vízborítás járulékos hatásainak (beszivárgás és talajvíz-utánpótlás, mikroklímatis hatások stb.). Ilyen módon működve egyéb, a gazdálkodásra (legelő, gyümölcsösök vízellátása) vagy a biodiverzításra kellő mértékű pozitív hozományuk nincsen, még a talajba történő beszivárgás is limitált.

Az árapasztók tározókapacitását és elhelyezkedését a 7. táblázatban és a 20. ábra mutatjuk be. Amennyiben tehát ezen árapasztó tározókat használnánk, jelentős mennyiségű vizet tárolhatnánk, összesen 721 millió m³-t (ÁKK 2015).

7. táblázat: A Tisza-völgyben létesült árapasztó tározók és térfogatuk

Tározó	Tározóterület (km ²)	Tározótérfogat (millió m ³)
Beregi árapasztó tározó	52,3	58
Szamos-Kraszna-közi árapasztó tározó	51,1	126
Cigándi árapasztó tározó	24,7	94
Hanyi-Tiszasülyi árapasztó tározó	55,7	247
Nagykunsági árapasztó tározó	40	99
Tiszaroffi árapasztó tározó	22,8	97
ÖSSZESEN	246,6	721



20. ábra: A megépült VTT árapasztó tározók a Tisza mentén (OVF⁶)

Amennyiben nem csak rendkívüli vészhelyzet esetén kerülne sor az árapasztók elárasztására és nem az üzemrend szerint történne a működtetésük, hanem az áradó vízzel ténylegesen és rendszeresen gazdálkodnánk (→ ártéri- és fokgazdálkodás), több összetett haszon (ÖSz) is származhatna az elárasztásból. Összetett hidrológiai modellszámítások kimutatták a VTT tározókra vonatkozóan, hogy ha az eddig megismert üzemeltetési gyakorlattól eltérően **rendszeresen megnyitnák** ezeket már alacsonyabb vízszinteknél is – évente több alkalommal vagy akár az idő legnagyobb részében nyitott állapotban lennének – akkor ennek sok pozitív környezeti hatása lenne (Derts, Koncsos & Simonffy 2018). Így a kisebb árhullámok bejuthatnának a tározó területére, ezáltal biztosítván a vízellátást az év során a vegetáció fenntartásához. A rendszeres felszíni vízborítás beszivárgás által hozzájárulna a már fentebb említett talajvíz utánpótláshoz, a vízborította terület pozitív mikroklímátikus hatást fejtene ki, valamint növelhetné a biodiverzitást (diverzebb élőhelyi körülmények biztosítása révén) és a tápanyag-utánpótlást. Továbbá lehetőséget adna alternatív gazdálkodási formáknak (halgazdálkodás, gyümölcsösök, legelők) is. A tározók területe viszont jellemzően magánkézben van, ezért gazdasági szempontból az üzemeltetőnek csak akkor érdemes megnyitni a tározókat, ha ezzel egy egyébként nagyobb költséggel járó

⁶ <https://www.vizugy.hu/uploads/csatolmanyok/337/tarozok.jpg>

árvízi katasztrófát előz meg, mint amekkora költséget a tározó megnyitása után kifizetendő kártalanítás jelent. Derts és mtsainak (2018) elemzése megállapítja, hogy ha a tározók területe nem lesz kisajátítva és a birtokosok kezében marad, akkor egyfajta alternatív kompenzáció motiválhatná a birtokosokat a rendszeres elárasztás elfogadására, melyet az így nyújtott ökológiai szolgáltatásokért kaphatnának.

Egy továbbvezető, hasznos megközelítésnek tartjuk a német nemzeti MAES-ben leírt értelmezést, miszerint a gátakon túli területek felmérésével azt az **árvízkockázat-csökkentő potenciált** tudjuk bemutatni, ami **restaurációs** erőfeszítésekkel elérhetővé válik (Albert *et al.* 2015). Ezt elsősorban a **jövőkép-tervezésnél**, illetve a szakpolitikai javaslatoknál lehet eredményesen alkalmazni, melynek során akár számszerűen alátámasztott, természetvédelmi relevanciájú ajánlások is szülehetnek.

2.1.10. Síkvidéki árvízkockázat-csökkentés tényleges használata

A tényleges használat értelmezése erre a szabályozó ŐSz-ra megint csak problematikus volt, hasonló okokból, melyeket már a „Dombvidéki árvízkockázat-csökkentésnél” tárgyaltunk: nehezen definiálható, hogy mit értünk az alatt, hogy a meglévő síkvidéki árvízkockázat-csökkentésből „mennyit veszünk igénybe”. A NÖSZTÉP értelmezésében a potenciális ŐSz nem foglalja magában azokat a területeket, melyek a jelenlegi gátak mögött találhatóak, és korábban az áradást befogadták. Így tehát a jelenleg megvalósuló vízgazdálkodás mellett gyakorlatilag nagyon kicsi a táj ezen szolgáltatása (lásd: nagyvízi medrek és a meglévő tározók). Utóbbiak esetében is inkább csak potenciális ŐSz-ról beszélhetünk, mivel emberi közreműködés nélkül nem hasznosulnak. A tényleges használat jelenleg csak a nagyvízi medrekben valósulhat meg, így velük jellemezzük azt.

A tényleges használat helyettesítéseként itt is felmerült az a megközelítés, mely az ŐSz iránti **igényt** méri fel az érintett területen. Megint fontos kérdés, hogy mely területet tekintünk relevánsnak. Az igény a lényegéből eredően ott jelentkezik, ahol ember által használt (vagy lakott) területek fekszenek (ld. dombvidéki árvízkockázat-csökkentés, 4.1.2.3). Az igényt így bemutathatjuk az árvíz által fenyegetett területek térképezésén keresztül, tekintetbe véve az egyes öblözetek veszélyeztetettségét, illetve az árvízkockázatot. Árvízi **veszélyeztetettség** alatt azt a valószínűséget értjük, amellyel egy területen adott vízmélységű elöntés alakul ki, míg az **árvízkockázat** egy adott területen bekövetkező árvízi károkozás várható értéke, mely a terület **árvízi veszélyeztetettségétől és vagyoni értékétől** függ. Az Árvízi Kockázatkezelési Terv (ÁKK 2014) a síkvidéki, nagy folyókra részletesen kidolgozott módszertant nyújt: az elöntési gyakoriság/valószínűség és a területen található értékek szerint súlyozva, kárfüggvények segítségével értékeli a lehetséges elöntéseket. A kárfüggvény alapvetően a vízmélység és az okozott kár közti függvénykapcsolat (hol, milyen elárasztási vízmélység mellett, milyen értékű károk keletkeznek), mely területhasználatonként, településeken belül épülettípusonként is eltérő. Az ez alapján készült veszélyeztetettségi és kockázati térképeket a számunkra is releváns területként tekintetbe vehetjük. A kockázatalapú megközelítés a **közgazdasági értékelés** szempontjából is releváns lehet, de ezt, és a további lehetőségeket a közgazdasági értékelő tanulmány tárgyalja (Szerényi és Széchy 2020).

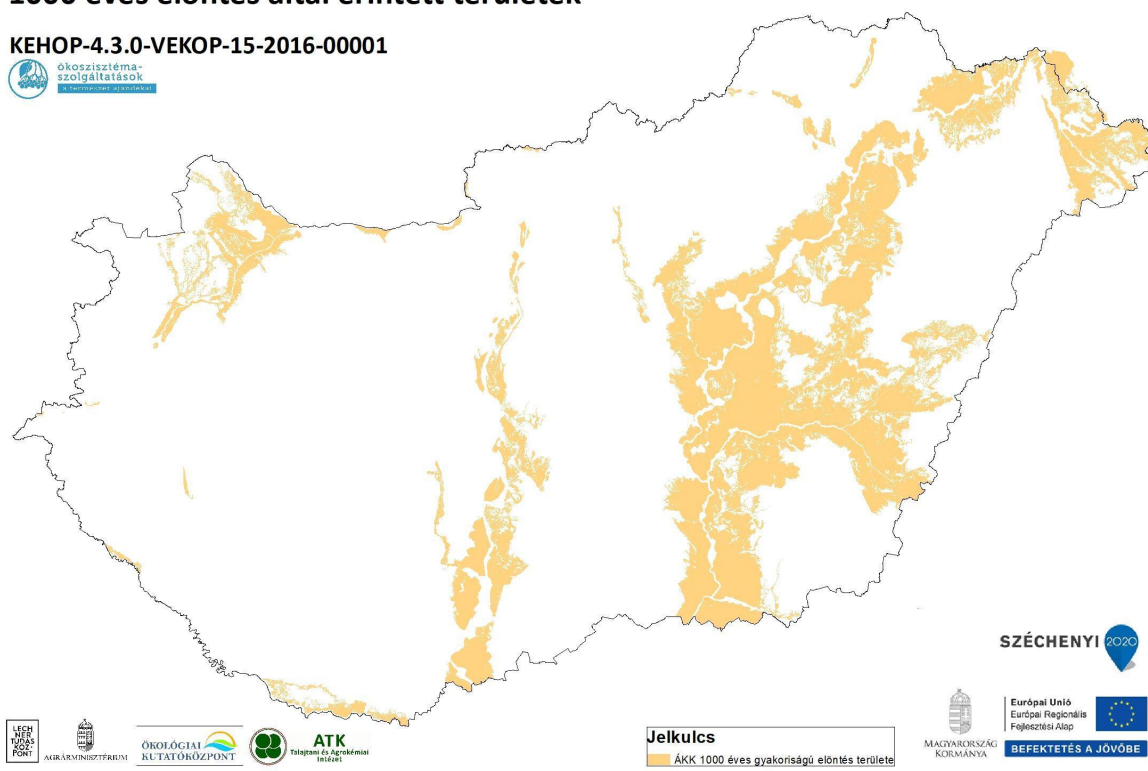
A Hidrológia SzMCs-ben kitűzött célok, azaz az árvízi veszélyeztetettség szempontjából releváns terület lehatárolására az 1000 éves gyakoriságú veszélyeztetettségi térképek felhasználását javasoljuk, azaz az „Országos 1 %-es valószínűségű potenciális elöntési térkép” elnevezésű GIS fedvény alkalmazását (21. ábra). Az 1%-es, azaz az 1000 éves gyakoriságú, egy az ÁKK szerint alacsony előfordulási valószínűség. A térkép az ártéri öblözet területén az árvízzel veszélyeztetett területeket mutatja be, a feltételezett gátszakadásokból kialakuló maximális elöntési területek, vízmélységek összesített értékeit

tartalmazza. Míg a 100 éves gyakoriságú (1%-os) árvíz egy közepes előfordulási valószínűségű eseménynek tekinthető, melyet az árvízi létesítmények tervezésénél Magyarországon figyelembe kell venni (74/2014. BM rendelet, „mértékadó árvízszint”), addig az 1000 éves, alacsony valószínűségű árvizek bemutatása lehetőséget ad arra, hogy a klímaváltozás potenciális hatásait is számításba vegyük (ÁKK 2014).

Amennyiben kiszámítjuk az adott valószínűséghez tartozó mélységek alapján (*vagy a térképen szereplő vízmélységek vagy domborzatmodell alapján*) az ártér víztározó kapacitását (köbméterben), meg tudjuk adni, hogy egy alternatív vízgazdálkodás esetén egy **potenciális ártér** mennyi vizet tudna magába foglalni. Míg az ÁKK az elöntéseket kifejezetten ritka árvízi eseményekre számítja, addig ezek a területek a mi értelmezésünkben rendszeresen teret nyújthatnának a gyakoribb áradásoknak is, nem gátszakadás által, hanem a víznek természetes utat engedvén. Itt a potenciális ártér és a potenciális szolgáltatás nem összekeverendő: az előbbi elképzelt, alternatív lehetőségeket mutat fel és értékkel, melyeket a **jövőkép-tervezés** során figyelembe lehet venni, de semmiképp sem a jelenlegi, tényleges helyzetet. A jövőképek realisabb kialakítására javasoljuk a területek agráralkalmasságát is szem előtt tartani, és kifejezetten a gyenge agráralkalmasságú területeken vizsgálni a síkvidéki árvízi tározás potenciális területeit. Egy ilyen jellegű elemzés előnye, hogy a különböző igényeket egymással szembe állítja, miközben az adott terület különböző potenciáljait is mérlegelhetővé teszi, tehát nemcsak azt nézi, hogy hol mennyi vizet lehet tárolni, hanem, hogy mely területek kevésbé alkalmasak másra (pl. szántóföldi termesztésre), melyeket lenne érdemes inkább a víztározás céljainak megfelelően használni. Ez nem azt jelenti, hogy egyéb földhasználatból teljesen kiesik, hanem, hogy megfelelő, az időszakos víztározással összeegyeztethető használati módot kell bevezetni. Ilyen például a gyepgazdálkodás, illetve a ritkábban/kevésbé tartamosan elárasztott területeken a gyümölcsösök ültetése (Derts & Koncsos 2012). Történelmi példák sokasága mutatja, hogy Derts és Koncsos (2012) működőképes modellt vázoltak fel modern modellezési megközelítéssel.

1000 éves elöntés által érintett területek

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



21. ábra: A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés iránti igény mutatója (a 3. kaszkádszint helyettesítője), az 1000 éves elöntési gyakoriságú területek (ÁKK 2015 adatok)

2.1.11. A síkvidéki árvíz kockázat (potenciális) csökkentésének bemutatása mintaként szolgáló területeken

Annak érdekében, hogy egy ideális, alternatív ártéri tájhasználatot megvalósító helyzet előnyeit-hátrányait össze tudjuk vetni egy erősen beszűkített hullámtér lehetőségeivel, egy-egy mintaterületet mutatunk be példaként. Így jobban érzékeltetni tudjuk mind az épített struktúrák által megteremtett árvízvédelem költségeit, mérlegelven előnyeit-hátrányait, mind az ártéri gazdálkodásban rejlő lehetőségeket.

Első példaként **Gemenc** jelentőségét említjük az árhullámok csökkentésében. Gemenc közel 18.000 ha területű, a Duna mentén 30 km-es hosszúságban, és 4–5 km szélességben fekvő összefüggő hullámtér. A hullámtéren mellékágak, morotvák, lápok, valamint a magas és mély fekvésű (szintkülönbség 3–4 m) területeken húzódó rétek és erdők váltják egymást a felszíni formák és vízutánpótlás függvényében. A terület ökológiai jelentősége kiemelkedő (része a Duna-Dráva Nemzeti Parknak, Natura 2000 terület, 80%-a Ramsari terület és a dunai zöldfolyosó része), ugyanakkor számos külső – antropogén eredetű – hatás éri. A mértékadó árvízszint – *vagyis az 1%-os előfordulási valószínűségű vízhozamhoz tartozó vízfelszín abszolút magassága* – a hullámtér felett 2–4 m magasan húzódik (Tamás 2010, 74/2014. [XII. 23.] BM rendelet). Ez azt jelenti, hogy a hullámtéren található nyári gáton kívüli területek is elöntésre kerülhetnek, így bekapcsolódnak az árvízi szabályozásba. A gemenci hullámtér természetszerűleg jelentős szabályozó hatást fejt ki az árvizek és az azzal érkező tápanyagok visszatartásában (Pataki *et al.* 2013). A kis és közepes árvizekkel érkező frissítő vízpótlás

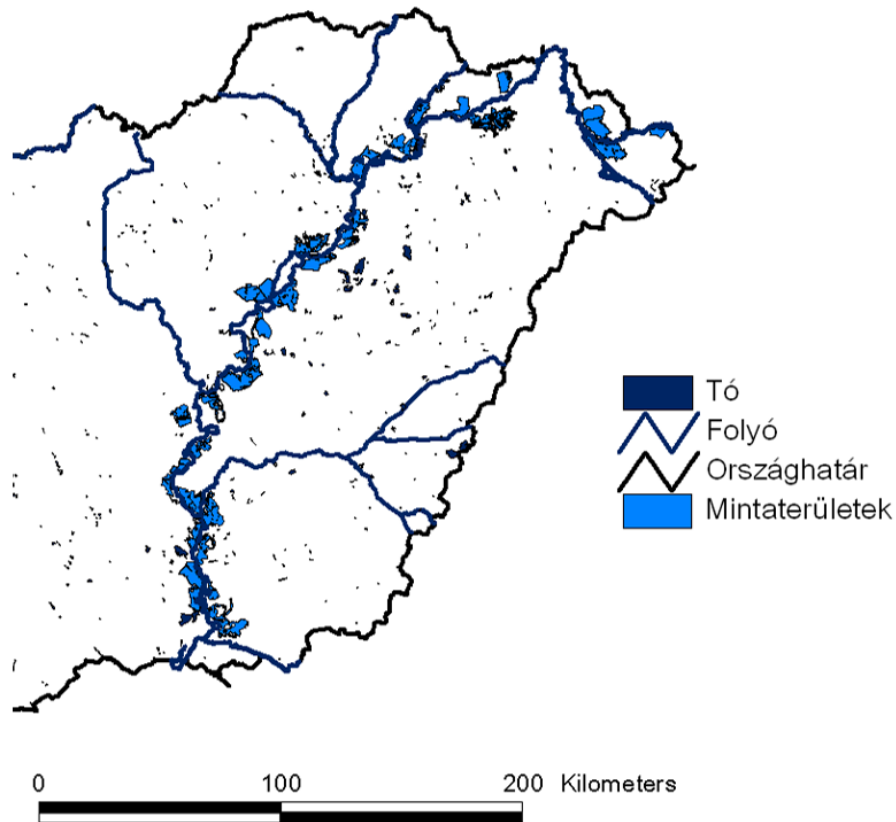
pedig fenntartja a hullámtéri ökoszisztémák egészségét, aminek jelentős turisztikai hozadéka is van.

Az országban a legátfogóbb modellezés a **Tisza menti területekre** vonatkozólag történt (Derts, Koncsos, Simonffy 2018, Koncsos *et al.* 2011, Murányi 2018). A tiszai mélyárterekre épülő árvízvédelmi koncepció azokra a korábban vízjárta területekre fókuszál, melyek korábban részét képezték a korabeli ártéri tájgazdálkodásnak. Ezeket morfológiai szempontból természetes tározóterekként kezelhetjük. A modellezett tározótereket döntően nem venné körül töltés, vízborításukat a domborzat jelöli ki. A hidrológiai-hidrodinamikai folyamatokat, az előrejelzett éghajlatváltozást és a hullámtéri feliszapolódást is figyelembe vevő összetett modellezés során 36, összesen mintegy 150 000 ha-nyi olyan mélyfekvésű hajdani árteret azonosítottak, melyek elárasztásával az árvíz kockázatot az eddigi számítások alapján a Tiszán települési és infrastrukturális károkozás nélkül jelentősen csökkenteni lehetne (22. ábra). A mélyártéri tározók víztérfogata a megengedhető maximális vízszint esetében egyenként 20–230 millió m³ között, a vízfelszín kiterjedése pedig 13–88 km² között változna. Koncsos (2006) adatai szerint a Tisza mentén leválogatott **mélyárterek ösztérfogata több mint háromszorosa a VTT tározó kapacitásnak** (lásd: 2. szövegdoz). Megjegyezzük, hogy az egykori árterek kockázatsökkentő hatása, vízkészlet-gazdálkodási jelentősége összetettebb kérdés, nem jellemezhető teljes mértékben pusztán egy becsült térfogatra vonatkozó adattal, de jelzi azok kiemelt jelentőségét.

A mélyártéri területekre kivezetett vízmennyiség arányaiban nagyobb területen és kisebb vízmélységgel terülne el. Így a kockázatsökkentésen túli pozitív hatások (felszín alatti vízkészlet utánpótlódás, hordalék kiülepedés, mikroklíma szabályozás, stb.) nagyobb területen, kiegyenlítettebben jelentkeznének. Emellett a jelenlevő (elsősorban) fás száru vegetációt kevésbé hátrányosan érintené a kisebb mélységű időszakos vízborítás. A tározóterek méretei mellett azok üzemrendje is fontos szempont lehet. A VTT tározókat elsősorban katasztrófával fenyegető helyzetek kezelésére tervezték, aminek kulcseleme nagy mennyiségű víz hirtelen, az árhullámcsúcshoz közeli kivezetése a nagyvízi mederből. Az ilyen jellegű kivezetés jelentős romboló hatással is együtt járhat, emellett nagy műtárgyméreteket feltételez. Ezzel szemben a mélyártéri koncepció fontos eleme a kivezetések időben, az áradás kezdetén való megindítása, ami kisebb műtárgyakat, vízhozamokat, sebességeket és így romboló hatást eredményez a tározóterben. A leghatékonyabb vízszintcsökkentést 20 méter széles, folyamatosan nyitott, zsilip jellegű műtárgyak alkalmazásával modelleztek. Ily módon a teljes magyarországi Tisza-szakaszra számítva átlagosan legalább 1,0 méteres vízszintcsökkentést lehetett volna elérni bármely vizsgált árhullám esetén. A közgazdasági értékelésbe bevonták a jelenlegi területhasználatot, várható károkat és költségeket. Ezek szerint hosszú távon, a mélyártéri tározás főbb **beruházási és üzemeltetési költségei a csökkentett károkkal együtt várhatóan alacsonyabbak lennének, mint a jelenleg jellemző kárelhárítási és védekezési költségek.**

A mélyártéri tározásra alkalmasnak kijelölt területek közel 70%-át szántóföldek borítják, amelyek különösen érzékenyek a hidrológiai szélsőségekkel szemben, az árvíz, a belvíz és az aszály szempontjából is kritikus területeken található. A vizsgált területek összesen 58%-a súlyosan aszályos, 93%-a árvízveszélyes és 92%-a belvizes terület. Látható, hogy a modellezett mélyártéri tározás csakis a területhasználat és a vízkormányzás egyidejű, összehangolt fejlesztésével lenne megvalósítható. Derts, Koncsos, Simonffy (2018), lépcsőzetes, **a terepmorfológiához igazodó tájhasználatot javasolnak, növelt erdőarányal**, amely hosszú távon tűri az időszakos elöntéseket, és amely lehetővé teszi egy modernizált ártéri tájgazdálkodás kialakítását. Az aszály csökkentésére kisebb, kiválasztott területeken vízvisszatartást lehetne megvalósítani, vizes élőhelyek létrehozásával. A hosszabb

víztározásnak köszönhetően várhatóan számos egyéb pozitív hatás is jelentkezne, többek között a táj vízháztartására (talajvíz-utánpótlás), mikroklímájára, valamint biodiverzítására nézve. A tanulmány megállapítja, hogy a javasolt átalakítások megvalósítása természetesen csakis az érintettek bevonásával és ösztönzésével valósíthatók meg.



22. ábra: Azonosított, vízkivezetésre elméletileg alkalmas mélyárterek ~1500 km² (Derts, Kocsos & Simonffy 2018)

A tiszamenti mélyártéri területek problémakörének egy szemléletes helyszíne Nagykörű térsége. A Közép-Tisza vidéken elhelyezkedő település és a közelében található mélyártéri terület egyszerre szemlélteti a jelenlegi rendszer hátrányait és az **alkalmazkodó árvízkezelés** lehetőségeit. Nagykörű egy magaslaton helyezkedik el, 6-8 méterrel az azt körülvevő inaktív mélyártér fölött (Jolánkai *et al.* 2011). A magas térszín miatt a település árvízi veszélyeztetettsége és kockázata alacsony (ÁKK, 2015), érdemi vagyoni kárral csak a mélyártéri részen kell számolni. Jelenleg a mély fekvésű területeken intenzív szántóföldi művelés folyik, melyet belvíz is, aszály is fenyeget. A Tisza árteréről történt leválasztás nyomán a terület lefolyástalanná vált, és mivel a szántóföldi művelésnek kicsi a víztűrése a területre hulló többletsapadék mielőbbi elvezetése az elsődleges cél. A jelenleg üzemelő csatornarendszer ebben a szemléletben került kialakításra és üzemel ma is. Ugyanakkor a térség az ország egyik legkevésbé csapadékos régiója, az átlagos éves csapadékösszeg 500 mm körüli, a klimatikus vízhiány évtől függően akár több 100 mm/év is lehet. Ezért több koncepció is született már alternatív víz- és tájhasználatokra (Balogh 2005).

A jelenlegi és alternatív tájhasználati forgatókönyvek mellett kialakuló vízháztartási viszonyokat modellezték, és összehasonlító szemléletű a szimulációkat végeztek, melyek alapján a víz a csatornarendszerek mentén eláraszthatná a mélyfekvésű területeket (Jolánkai *et al.* 2011). A vízháztartás eltérő viselkedését számos felszíni és felszín alatti vízkészlet-

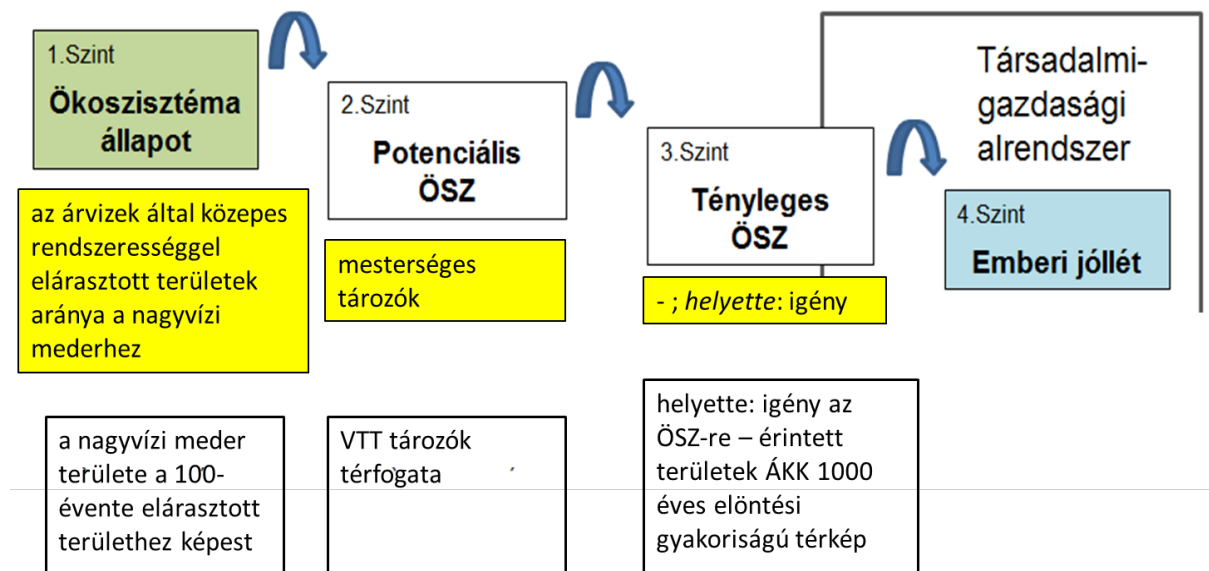
komponensre is vizsgálták. A tervek szerint a mélyebb fekvésű, gyakran vízborította területeket **vizes élőhelyé** alakítanák, melynek szomszédságában olyan **pufferzónákat** alakítana ki, mely növelné a terület vízmegtartó képességét, ezáltal **javítva a helyi növénytermesztés** vízigényének kielégítését. A **vízutánpótlás** a Tisza folyó magas vízállásai mellett szabályozott körülmények között kivitelezhető lenne.

A térségben több projekt is lezajlott, melyek apróbb lépésekben a jelenlegi kedvezőtlen vízgazdálkodási gyakorlat eredményeit igyekeznek mérsékelni. Így a Tisza mentén meglévő ártéri öblözetek partján vízvisszatartó zsilipek készültek, melyek a Tisza tavaszi áradásának vizét megfogták, aminek köszönhetően egy lankás partú tó, az Anyita-tó jött létre. A településsel közösen megvalósított program eredményeként mintaterületeken (összesen közel 200 hektáron) a természeti adottságokra alapozott tájgazdálkodás kezdődött meg. Többek között szürkemarha-legeltetést, ártéri gyümölcsösök kialakítását célozták meg, valamint erdőgazdálkodás, nádtermesztés és a magasabb térszinteken szántóföldi termelés is megvalósulhat (Balogh 2005, WWF⁷).

2.1.12. Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai a síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés ÖSz értékelése során

Az árterek árvíz kockázat-csökkentés szempontból releváns ökoszisztéma állapotát elsődlegesen a víz számára rendelkezésre álló tér határozza meg, azaz az a tér, mely a jelenlegi vízjárás szerint hozzáférhető a víz számára (23. ábra).

1. kaszkádszint: az nagyvízi meder területe a 100 éves elöntési gyakoriságú területekhez viszonyítva (ÁKK)
2. kaszkádszint: a potenciális mesterséges tározóterületek (árapasztó tározók)
3. kaszkádszint: nagyvízi medrek



23. ábra: A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés indikátorai a kaszkád mentén

⁷ <https://wwf.hu/archiv/tajgazdalkodas> és http://www.tiszalife.hu/life_mintater_1.html

Összefoglaló: A síkvidéken az árvíz kockázat-csökkentése elsősorban a víz számára igénybe vehető tér biztosításán alapul. Az eredeti, természetközeli állapot, melyben nagy ártéri területek álltak az árvizek rendelkezésére erősen eltér a jelenlegi állapottól. Ez térképen is szemléltethető a potenciális elöntési területek felrajzolásával (AKK 100 és 1000 éves visszatérésű elöntés). A mesterséges tározók kivételével a gátak által lehatárolt, mentett oldali területeket nem tudjuk potenciális árvíz kockázat-csökkentésként értelmezni, mert fizikai akadály állja a víz útját. Amennyiben az ökoszisztémákon alapuló, természetes, nem-strukturális árvíz kockázat-csökkentésen akarnánk javítani, alternatív vízgazdálkodási stratégiák megvalósítására lenne szükség, melyek a vizek megtartásán, ideiglenes tározásán alapulnak. Jelenleg erre csak a mesterséges tározókban van lehetőség (árapasztó tározók, azaz „véstározók”), melyekre ebben a keretben „potenciális ÖSz”-ként lehet tekinteni. Árvíz kockázat-csökkentést jelenleg csak a nagyvízi medrek ökoszisztémái valósítanak meg ténylegesen az áradó víz számára kitölthető tér biztosítása által.

2.2. Felszíni degradáció (erózió) elleni védelem

2.2.1. Bemutató, nemzetközi tapasztalatok és kiválasztott céletterületek

A CICES-HU szerinti definíció: „Felszíni degradáció elleni védelem” az erózióval, gravitációs földmozgással, földcsuszamlással szembeni védelem természetes vagy ültetett vegetáció által. Példák erre: a lejtőkön, domb- és hegyoldalokon a természetes vagy ültetett vegetáció és a partvédelem.

A felszíni degradáció sok folyamatot takar a talajok romlásával, mezőgazdasági művelésre való alkalmasságuk, illetve multifunkcionalitásuk csökkenésével kapcsolatban, így pl. a szél általi talajvesztést is (defláció). Mi a felszínen lefolyó csapadékvíz által okozott talajvesztést, azaz a **vízerózió elleni védelmet** választottuk értékelendő ÖSz-ként, mint az egyik legfontosabbnak ítélt tényezőt.

A talajok eróziója nemcsak helyben („on-site”) okoz minőségromlást a gazdasági termelés szempontjából, hanem a víz útja mentén lejjebb, településekben és infrastruktúrájukban is okozhat kárt („off-site effects”, pl. Bastian *et al.* 2013). Az off-site károk megjelenhetnek például szedimentáció formájában, az álló és a folyó vizek szilárd talajszemcsékkel és tápanyagokkal való szennyezéseként, ami a vízi ökoszisztémákra is jelentős negatív hatással lehet (pl. Albert *et al.* 2015), az épített környezetben okozott károk szintjén is (pl. pincék megtelnek, árkok feliszapolódnak, de az utakon való lerakódás a leglátványosabb (24. ábra), hiszen az a közlekedést is érinti, azaz közvetlen életveszéllyel is járhat), és a villámárvizek is részben innen erednek. Az erózió off-site hatásának, a szedimentáció csökkentésének érdekében fontos, hogy az erodált területekről lefolyó csapadék ne vegetációmentes szakaszon keresztül érkezzon meg a felszíni vizekbe. Ezeket a hatásokat számszerűsíteni jóval nehezebb, mint a helyben („on-site”) történő folyamatok eredményeit (Csáfordi 2014), így egyelőre mi is ez utóbbira szorítkozunk.



24. ábra: Hordalék megjelenése közúton (Centeri Cs.)

A felszíni degradáció elleni védelem ŐSz meghatározó tényezői a kaszkád 1-2. szintjén hasonlóak a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés ŐSz-éhez és a szűrés ŐSz-hez, azaz jelentős szerepet játszanak a talajtulajdonságok (1. szint), valamint a növényzet sűrűsége. Értékelésük a kaszkád 3-4. szintjén azonban egyértelműen elválnak: a növényzet, talaj, lejtő, stb. függvényében itt több vagy kevesebb talaj marad adott helyen, vagyis nem mosódik le, így nem a víz mennyisége, vagy eloszlása áll a fókuszban. Ezáltal az emberi jóléthez is más módon járul hozzá, mint a lefolyást szabályozó ŐSz.

A talajerózió mérése idő- és költségigényes feladat, ezért az eróziós folyamatok tanulmányozására számítógépes modelleket fejlesztettek, a talajerózió szimulálásával becsülve a talajvesztés mértékét. Az Általános Talajvesztési Egyenlet (Universal Soil Loss Equation: USLE) a legismertebb erózióbecslési modell, amelyet a legtöbb országban, a legtöbb céllal és legtöbbször alkalmaztak. Ennek oka, hogy az empirikus adatbázis – amelyeket helyi körülményekhez igazítanak – könnyen kezelhető és az egyenletbe könnyen behelyettesíthető. Az USLE empirikus módon a tényezők szorzataként írja fel a talajvesztést. A csapadék intenzitását, talajtulajdonságokat (talajerodálhatóság), lejtőhosszt és meredekséget, valamint egy növényzeti és egy gazdálkodási ('management') komponenst tartalmaz. Az USLE-t a barázdaközi (felületi vagy lepel) és a barázdás erózió eső intenzitásán alapuló becslésére fejlesztették ki eredendően mezőgazdasági tábla nagyságú területekre. Az egyenlet egységnyi területről lehordott átlagos talajmennyiség becslését adja (tömegegység/egységnyi terület). Egységparcellák esetén a hordalékhozam a parcella területéről származó teljes talajvesztést (A) jelenti. Az egyenletben az általános/univerzális jelző azért szerepel, mert az összefüggés nem használ sem földrajzi, sem éghajlati megkötéseket, így a paraméterek „beállításával” elvileg a világ bármely pontján alkalmazható. Az általános talajvesztés becslési egyenlet a következő paraméterek szorzata:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

ahol:

A - a területegységről időegység alatt lemosott talaj mennyisége (tonna/ha/év dimenzióban),

R - az eső tényező, azaz a záporosók eróziós potenciálja az adott térségben ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ y}^{-1}$),

- K - a relatív talaj erodálhatósági tényező (a talajtípus függvénye) ($t \text{ ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$),
- L - a lejtőhossz tényezője,
- S - a lejtőmeredekség tényezője,
- C - a növényfedettség és művelési tényező,
- P - a talajvédelmi, meliorációs beavatkozások tényezői.

Az USLE egyenletben a növényzet szerepét a C (növényfedettség és művelési tényező, 'cover and management') tényező írja le. A táj heterogenitása erősen befolyásolja a lejtő hosszúságát (L-tényező). Az L-tényező számítása a domborzat-modellen alapul, de táji struktúrákat, pl. mezőgazdasági területek méretét, tagoltságát nem vonják be hagyományosan a számításba.

Centeri és Pataki (2000) alkalmazták elsőként országos szinten az Általános Talajvesztési Egyenletet 1:100.000 méretarányban az akkor rendelkezésre álló adatforrásokra építve. Magyarországra elkészült egy recens erózió-veszélyeztetettségi térkép is, mely Corine Land Cover 2006 térképen alapul, 100 x 100 m-es felbontásra készült, mezőgazdaságilag művelt területeken kukorica-termesztést feltételez, valamint egy átlagon felüli csapadékos mintaév adataival dolgozik, mint „worst case scenario” (Pásztor *et al.* 2016). A projektben Pásztor és munkatársai a jelenlegi növényzet mellett számították ki az erózió mértékét (lehordott talaj mennyiségét tonna/ha/évben).

Részletes módszertan: A magyarországi talajok eróziós potenciálját közelítőleg 1:50.000 - 1:100.000-es méretarányban megfelelő léptékben modelleztük. Az erózió mértékének becslését az USLE és a PESERA modellek eredményének kombinálásával végeztük. A modellek bemenő paramétereit a DOSoReMI.hu keretében előállított célspecifikus digitális talajtérképek, továbbá az EU-DEM domborzatmodell, a CARPATCLIM éghajlati adatbázis és a NÖSZTÉP Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriái alapján származtattuk.

Mivel az extrém csapadék-események előfordulási valószínűsége szignifikánsan emelkedő trendet mutat Európában az utóbbi évtizedekben (Klein Tank and Können, 2003; Alexander *et al.*, 2006; Zolina *et al.*, 2009), a 2010-es évet választottuk bázisévként annak extrém csapadékmennyiségével, hiszen a legjelentősebb eróziós veszteségek is ezekhez az évekhez köthetők (van den Besselaar *et al.* 2012). Az igen csapadékos év adatainak figyelembevétele a potenciálisan „legrosszabb” esetet mutatja be.

A szükséges klímaadatokat elsődlegesen a CARPATCLIM adatbázisból (Szalai *et al.* 2013) származtatták, amelyet az AGRI4CAST MARS (<https://ec.europa.eu/jrc/en/mars>) adataival egészítettük ki az ország nyugati területeire vonatkozóan. A domborzati jellemzők származtatásához az EU-DEM (Bashfeld and Keim 2011) felszínmodellt használtuk. Az USLE modellben a domborzat szerepét jellemző LS tényezőt a Moore módszerrel (Moore *et al.* 1991) SAGA GIS környezetben (Conrad *et al.* 2015) származtattuk. A földhasználattal kapcsolatos rétegekhez a korábbi munkákban használt CORINE felszínborítás adatbázis helyett az Ökoszisztéma-alaptérkép egyszerűsített kategóriáira számítottuk az 8. táblázat megadott értékek alapján.

2.2.2. Erózió elleni védelem ökoszisztémaállapot-mutatója

Az erózió elleni védelem szempontjából az ÖSz-kaszád első lépcsőjét az erózió számára releváns talajállapottal tudjuk jellemezni. A fent bemutatott USLE egyenletben ez a talaj erodálhatóságát jelző K-tényezőként szerepel, ami a talaj szerkezetétől, szemcseösszetételétől, vízáteresztő képességétől, szervesanyag-tartalmától függ. Eróziós térképezésünk egyik legfontosabb újítása a talajtani adatigények célspecifikus kielégítése

nagyfelbontású térbeli talajinformációkkal. Az USLE modell meghajtásához egyrészt elsődleges talajtulajdonság térképeket (homok-, iszap-, agyag-, szervesanyag- és mésztartalom) felhasználó, empirikus összefüggéseken alapuló, másodlagos, származtatott talajtulajdonság térképi rétegeket használtunk. A talaj erodálhatóságát (K-tényező) a 25. ábra mutatja be.

Részletes módszertan: Az USLE modellhez szükséges K-tényező térképéhez a Sharply és Williams (1990) becslő formulát használtuk:

$$K = \left(0,2 + 0,3e^{[-0,256SAN(1-SIL/100)]}\right) \times \left(\frac{SIL}{CLA+SIL}\right)^{0,3} \times \left(1 - \frac{0,25OM}{OM+e^{(3,72-2,95OM)}}\right) \times \left[1 - \frac{0,7SN_1}{SN_1+e^{(22,9SN_1-5,51)}}\right]$$

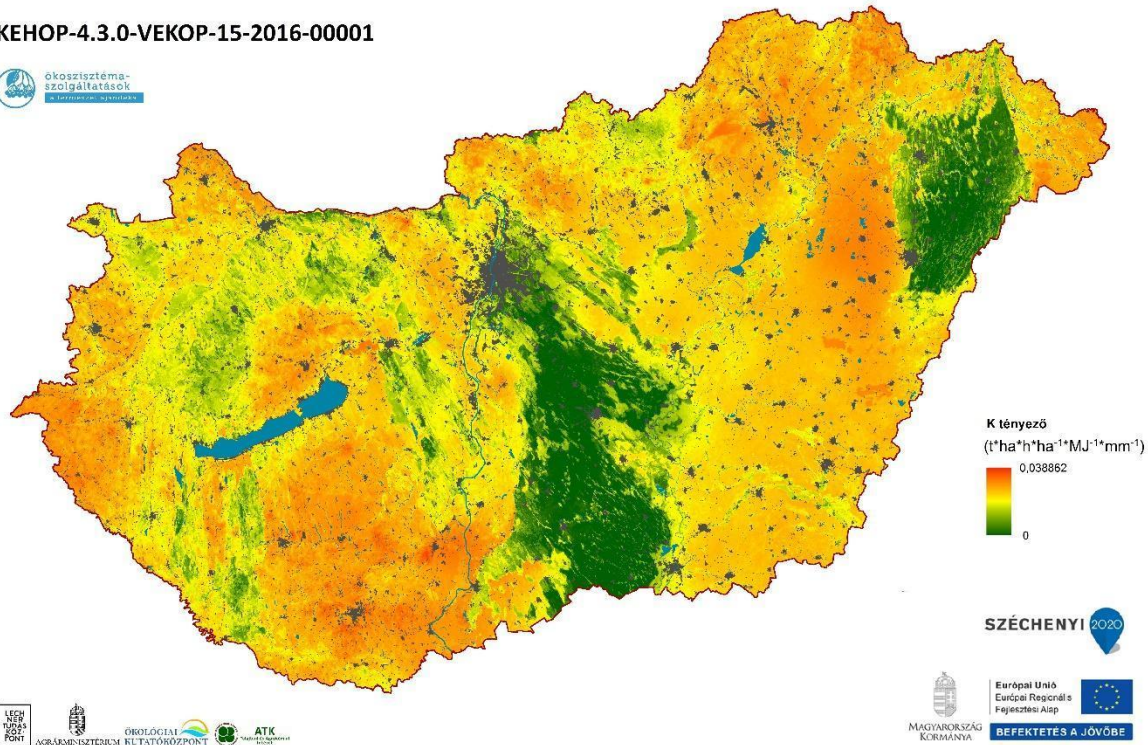
ahol SAN, SIL, CLA és OM a talaj homok-, iszap-, agyag-, illetve szervesanyag-tartalma; és $SN_1 = 1-SAN/100$. Az országos, 0-30 cm-es talajrétegre előállított homok-, iszap-, agyag-, szervesanyag- és mésztartalom térképekre alkalmazva a fenti képleteket származtattuk a három tényező térképet, azaz nem közvetlenül a faktorokat térképeztük (indirekt módszer). Ezen közelítés hátterében a rendelkezésre álló talajtani adatok maximális kiaknázásának szándéka áll. Az egyes alaptulajdonság térképek különböző referencia adatokból születtek. Az elkészítésükhöz felhasznált adatrendszerek nem egyformán, vagy még csak konzisztensen sem tartalmazták a formulákban szereplő összes paramétert, így nem lehetett a származtatott tényezők térképezéséhez szükséges referencia adatállományokat előállítani.

Az erózió értékelésénél használt talaj-komponens (az egyenletben szereplő K-tényező), nem ugyanaz, mint a lefolyásmérséklésnél használt talaj vízgazdálkodási tulajdonságait leíró komponens. A K-tényező inkább a talaj kötöttségét mutatja, azt jellemzi, hogy mennyire erősen tapadnak össze a talajrészecskék, illetve mennyire könnyen válnak szét egymástól és mosódnak le.

Szintén releváns ökoszisztéma-állapot indikátor lehetne a lejtők effektív hossza, mely nem egyenlő a domborzatmodell alapján számított teljes hosszal. A különböző vonalas elemek (akár infrastruktúra, akár növényzónák formájában) ugyanis fragmentálják a lejtőket, így csökkentve a szabadon befutható lejtőelemek hosszát és ezzel a gravitációsan mozgó anyag sebességét és energiáját. Az effektív lejtőhosszt befolyásolja a táj struktúráltsága, mezőgazdasági területeken a szegélystruktúrák sűrűsége, amit indirekt módon a táblák mérete mutat. Egy a táblaméretre vonatkoztatott lejtőhossz-tényező számítása azonban túlmutat a projekt lehetőségein.

Az USLE modell K tényezője

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



25. ábra: A talaj erodálhatósága (K-tényező), mint az Erózió elleni védelem ŐSz indikátora az 1. kaszkádszinten

2.2.3. Potenciális erózió elleni védelem

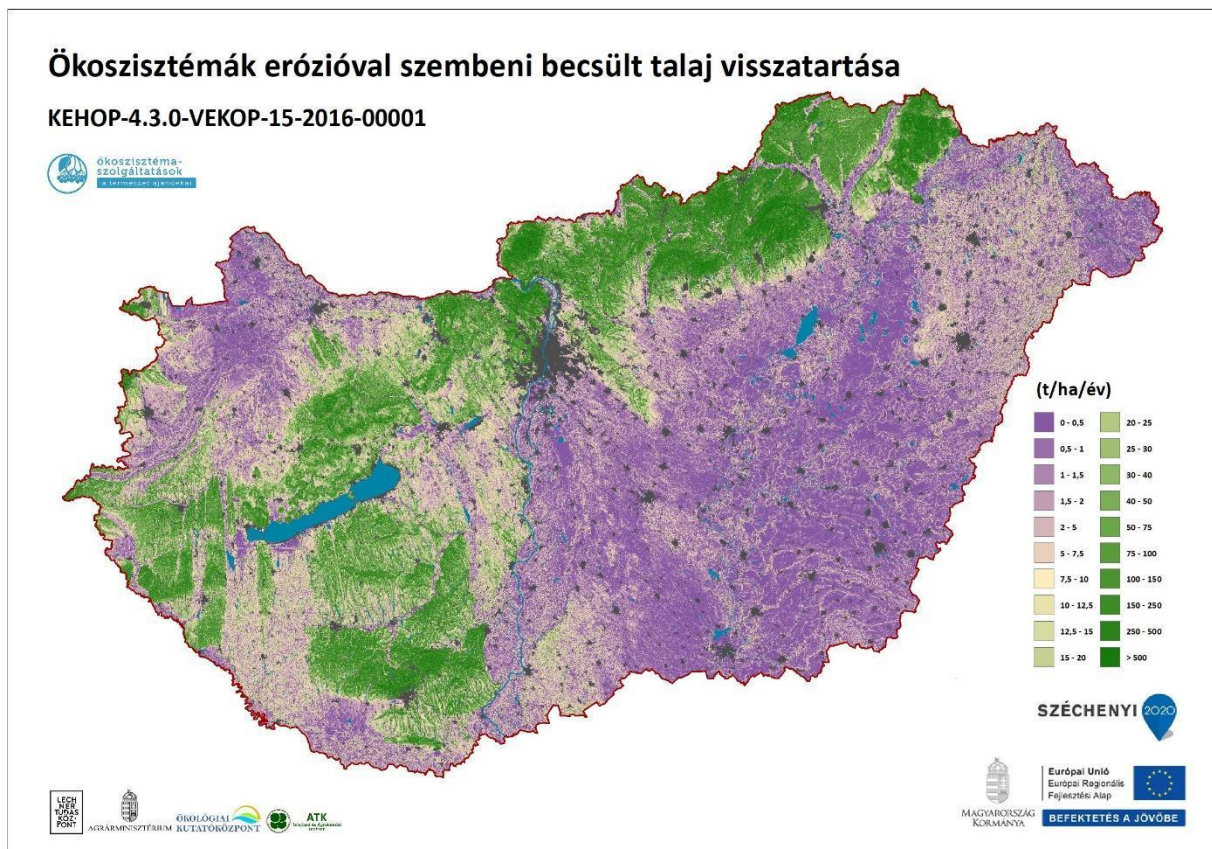
A potenciális erózió elleni védelem alatt az ökoszisztémák kapacitását értjük a hatás (erózió) mérséklésére az adott helyen. Mint számos más szabályozó ŐSz-nél, itt is kihívást jelent az egyes kaszkádszintekhez tartozó aspektusok definiálása. A Hidrológia SzMCs itt a **potenciális védelmet a jelenlegi növényzet optimális állapota mellett számított nem-lehordott talajként** értelmezte. Ehhez az USLE egyenletbe szakértői javaslat alapján, a szántóknál egy feltételezett, optimális művelés szerint adtuk meg a C-faktort (növényzeti tényezőt), valamint az erdőknél mindenhol sűrű cserjeborítást feltételeztünk. Az Ökoszisztéma-alaptérkép többi kategóriájánál nem tételeztünk fel egyéb állapotbeli javítást vagy területhasználat-típus váltását. Az aktuális vegetáció mellett számolt C-értékek meghatározását a 2.2.4. fejezetben részletezzük. A C-tényező azért is jelentős, mert ez az a komponens, amit tájhasználati döntésekkel, kezelésekkel leginkább tudunk befolyásolni (Panagos *et al.* 2015), így kifejezett természetvédelmi relevanciával bír.

A feltételezett optimális kezeléssel, egy talajvédelmi szempontból jobb, vagy „kvázi potenciális” ŐSz-t vezetünk be, melyben nem egy jövőképszerű tájhasználat-váltást értékelünk, hanem csupán egy reálisan alkalmazható talajvédő vetésforgót, amelynek a C-tényezőjét a szakértők 0,141 becsülték. Ez reálisan megvalósítható, amennyiben például 4 év pillangós növényt termesztünk, majd 2 év őszi kalászos, ezt követően 1 év kukoricát és 1 év őszi kalászos, miközben a tarlón hagyjuk a növényi maradványokat (szakértői javaslat). Az erdőknél az erózió elleni védelem szempontjából optimális struktúra a sűrű cserjeborítás, amit az erdőknél egy 0,01-es C-faktossal vettünk figyelembe az eredeti C-faktor helyett. A tapasztalati úton megállapított C-faktor az erdőknél bár eleve tartalmazza a cserje-, a

lágyszárú- és az avarborítást is, ez nem zárja ki, hogy finomítsuk, módosítsuk az adott tényezőt. Hasonlóan működik a szántók esetében is egy finomítási eljárás, mely elterjedtebb mint az erdőknél javasolt értékelés: a szántó erózióvédelmi potenciálja értékelhető az aktuálisan termesztett növények szerint (amennyiben rendelkezésre állnak táblaszintű adatok) és nem csak az „átlagos” szántókra vonatkozó érték által.

A P-tényező, a kezelést jellemzi, melynek szintén erős természet- és erózióvédelmi relevanciája lehet, azonban egyrészt nem egy ökoszisztéma-tulajdonságra visszavezethető, másrészt a térképszintű figyelembe vételéhez hiányzik a megfelelő adatháttér. Ezek alapján a P-tényezővel nem számoltunk a modell futtatása során.

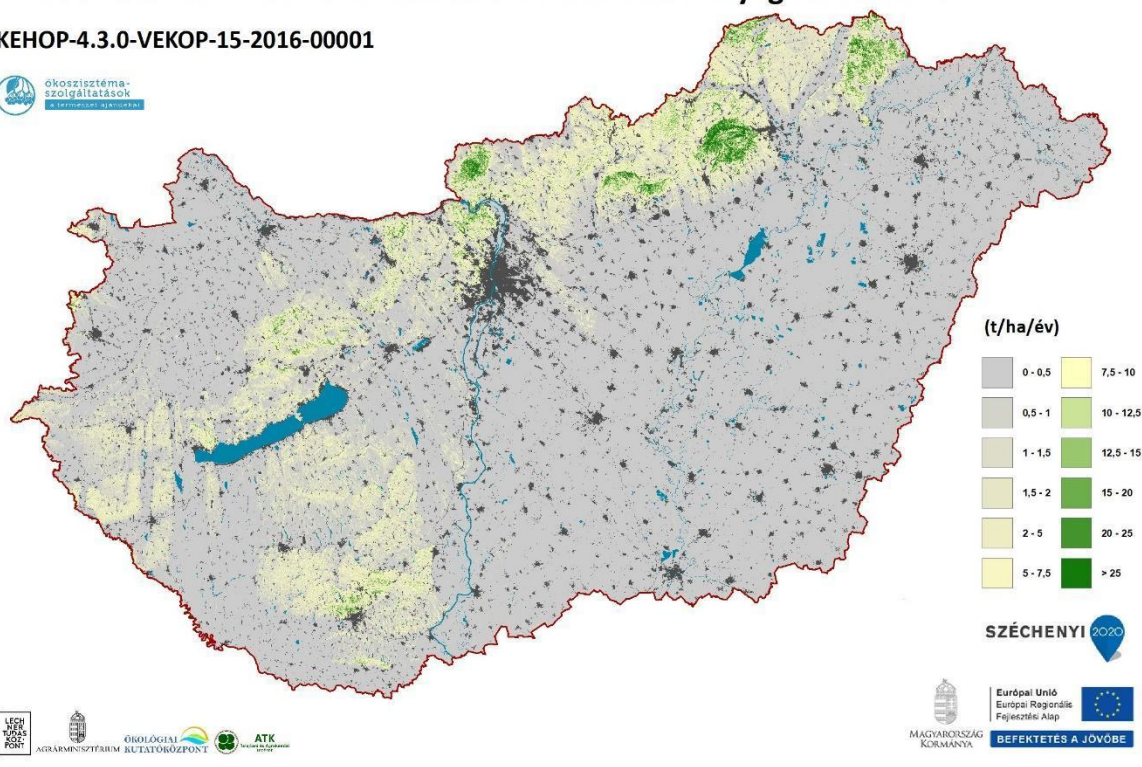
A fentiek alapján az „optimális növényzettel” számított eredményt a növényborítás nélküli modell eredményeiből kivontuk, mely az optimális kezelés mellett potenciálisan megvalósítható talaj, ill. szervesanyag-visszatartást eredményezi (26. ábra, 27. ábra).



26. ábra: Az erózió elleni védelem ÖSz 2. kaszkádszintje: szántókon és erdőben optimalizált növényzetborítás és a fedetlen talaj közti talajvesztés különbsége. Minél nagyobb az érték (zöldebb színárnyalatok), annál több talajt tart vissza az (optimalizált) növényzet.

Ökoszisztémák erózióval szembeni becsült szervesanyag visszatartása

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



27. ábra: Az elkerült szervesanyag-vesztés, mely az erózió elleni védelem ÖSz 2. kaszkádszintjéhez kapcsolódik: szántókon és erdőben optimalizált növényzetborítás mellett visszatartott szervesanyag. Minél nagyobb az érték (zöldebb színárnyalatok), annál több szervesanyagot tart vissza az (optimalizált) növényzet

2.2.4. Tényleges erózió elleni védelem

A 3. kaszkádszint az adott ÖSz-nek azt a részét hivatott bemutatni, melyet az ember ténylegesen használ. Egy szabályozó ÖSz-nél a „használat” bemutatása, számszerűsítése gyakran nem egyértelmű, sőt, akár egybe is eshet a potenciális ÖSz szintjével. A Hidrológia SzMCs munkájában a ténylegesen megvalósult ÖSz-nek azt a **le nem hordott talaj mennyiséget tekintette, ami adott helyzetben, adott talajtulajdonságok mellett lemosódna, ha nem lenne növényzeti borítás**: azaz az USLE modell teljesen növényzetmentes eredményéből a jelenlegi növényzettel számított eredmény kivonva.

Az ember által ténylegesen igénybe vett ÖSz teljesebb számszerűsítéséhez az elkerült talajvesztésből további hasznokat is kellene számítanunk (pl. elkerült termés kiesés/csökkenés), melyek ezen ÖSz tényleges hasznát mutatják be. A tényleges talajvisszatartás kiszámítása azonban az alapja az ember által igénybe vett ÖSz-nek, és a szervesanyag-visszatartás számításával (27. ábra) egy további lépést teszünk ez irányba (Pásztor *et al.* 2016, MAES *et al.* 2015). Az ÖSz további hasznainak és vonatkozásainak feltárása, így pl. az ÖSz gazdasági számszerűsítése is meghaladja a projekt keretét.

A tényleges ÖSz számításához a tényleges növényzet erózió-csökkentő kapacitása (C-tényező) szerint értékeltük az Ökoszisztéma-alaptérkép 3. szintű (minimálisan összevont) élőhelykategóriáit szakirodalom és szakértői vélemény alapján. A szakirodalmi áttekintést a 2. melléklet 1. táblázata mutatja, részben összevont kategóriákra. A mezőgazdasági parcellák C-tényezője még finomítható az adott helyre jellemző vetésgörög alapján, ennek kidolgozása

még további fejlesztésre ad lehetőséget a jövőben. Amennyiben még jobban akarnánk pontosítani, akkor a növényzet évszakosan változó jelenlétét is figyelembe vehetnénk, pl. havi NDVI átlag-értékekkel (Normalized Difference Vegetation Index, Maes *et al.* 2015), azonban ez a jelenlegi keretek között és adatellátottság mellett nem kivitelezhető. A becsült C-tényezőket az évszakos különbségek tudatában igyekeztük kialakítani az egész évre nézve.

Az erózió elleni védelemnél is, mint a lefolyásmérséklésénél, számít a száraz sűrűsége, valamint a levélzet sűrűsége is. Ezen túl azonban a gyökérsűrűség is számít, melyet bár nem vesz külön tételként az egyenlet, de az irodalomban közölt terepi összefüggésekkel validált C-értékek integrális része.

A C-faktort a munkacsoport az alábbi szempontok figyelembevételével határozta meg:

- Az eróziós tényezőt leíró C-faktor és a lefolyás-mérséklés alapján véve egymás komplementere: a lefolyásmérséklés értelemszerűen a visszatartásra vonatkozik, míg az USLE a lehordott anyag mennyiségére. Miközben mindkettőnek létezik saját irodalma, a folyamatok hasonlósága az 1. táblázatban is látható. Ezért döntött az SzMCs úgy, hogy első megközelítésben a lefolyás-mérsékléshez kialakított arányszámok komplementerét veszi az erózió-mérséklés C-tényezőjeként, majd ezeket az értékeket finomítja.

A finomításnál figyelembe vett szempontok:

- nagyságrendnyi különbség van a tűlevelű és lombhullató erdő C-faktora között
- a szántókon a kukorica, illetve egyéb kapás növényeknek a legrosszabb C-faktor értéke, őszebúzák a legjobb. Amennyiben nem bontjuk a szántókat tovább, akkor a kettő közötti átlagértékkel jellemezzük a szántókat.
- Az ESZIR adatbázis szerinti cserjeborítás figyelembe vételével módosítottuk a lombhullató erdőkre adott C-értéket (9. táblázat).

Az értékelés eredményét a 8. táblázat mutatja be.

8. táblázat: A szakértők által javasolt értékelés az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriák eróziós tényezőjére (C-faktor).

1. szint	2. szint	3. szint	egyéb tényező/megjegyzés	Becsült eróziós-tényező (C-faktor)
VÁROS	Épületek		(burkolt)	1,00
	Utak	szilárd burkolatú utak	(burkolt)	1,00
		földutak + vasutak	(burkolatlan)	0,80
	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek		burkolatlan	0,80
			burkolt	1,00
	Zöldfelületek mesterséges környezetben	Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal		

1. szint	2. szint	3. szint	egyéb tényező/megjegyzés	Becsült eróziós-tényező (C-faktor)
		Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül		0,40
AGRÁR	Szántóföldek			0,30
	állandó kultúrák	Szőlő		0,60
		Gyümölcsösök, bogyósok		0,50
		Energiaültetvények		0,40
	Komplex területek			0,50
GYEPEK	Homoki gyepek	Nyílt homokpuszta gyepek		0,60
		Zárt gyepek homokon		0,10
	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek		0,50
	Sziklakibúvásokkal tarkított gyepek	Sziklakibúvásokkal tarkított mészkedvelő gyepek		0,50
		Sziklakibúvásokkal tarkított egyéb gyepek		0,50
	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken		0,11
	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet		0,40
ERDŐ		minden kivéve tűlevelű ültetvények	lombhullató	0,05
		4401	tűlevelű	0,01
VIZES	Lágyszárú vizes élőhelyek	Vízben álló mocsári/lápi növényzet		0,00

1. szint	2. szint	3. szint	egyéb tényező/megjegyzés	Becsült eróziós-tényező (C-faktor)
		Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint lúp- és mocsárrétek		0,00
	Fás szárú dominanciájú vizes élőhelyek	Lúp- és mocsárrétek		0,00
VÍZ	Állóvizek			0,00
	Vízfolyások			-

9. táblázat: A cserjeborítás, mint a C-faktort módosító tényező az ESZIR cserjeborítás kategóriái szerint.

Cserjeborítás	C-faktor
Nincs cserjeszint	0,05
Egyöntetűen szórványosan fedett, maximum 30%	0,04
Csoportosan szórványosan fedett, maximum 30%	0,04
Egyöntetűen közepesen fedett, 30-70%	0,025
Csoportosan közepesen fedett, 30-70%	0,025
Teljes lefedettségű, 70% feletti cserjeszint	0,01

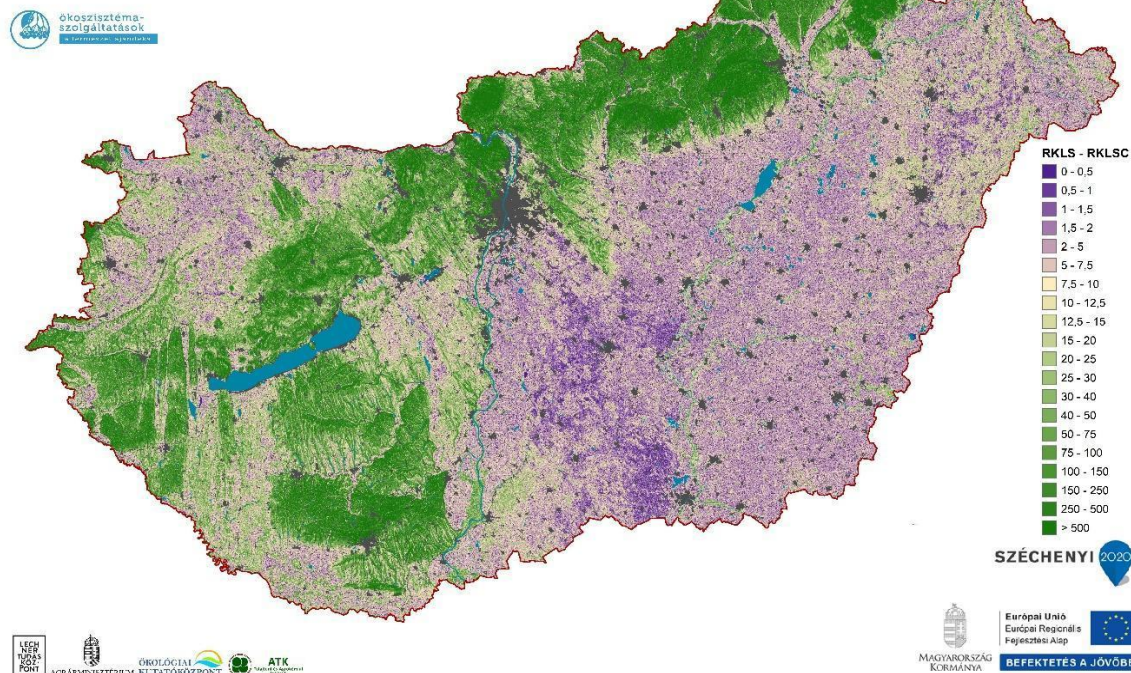
A modellt az extrém csapadékos 2010-es évre futtattuk. Ennek köszönhetően a modelleredmény klimatikus szempontból pesszimista forgatókönyvnek számít.

Az éves különbözetet a növényzet nélküli, feltételezett talajvesztés és a jelenlegi növényzeti borítás mellett megvalósuló tényleges talajvesztés között a 28. ábra mutatja be, az ennek megfelelő elkerült szervesanyag-vesztés pedig a 29. ábra.

Az erózió mértékének az egyesített térkép által mutatott mind nagyságrendi, mind pedig térbeli eloszlása összhangban van a korábbi eredményekkel. Az új térkép térbeli felbontása és ebből következő részletessége azonban felülmúlja a korábbi országos térképműveket. Az elérhető legjobb bemenő adatok felhasználása pedig a megbízhatóságát növeli jelentősen. A térkép terepi méréseken alapuló validálására nem került sor országos eróziós monitoring hálózat hiányában.

A C és P tényező nélküli (RKLS), valamint a P tényező nélküli (RKLSC) USLE modell eredményének különbsége

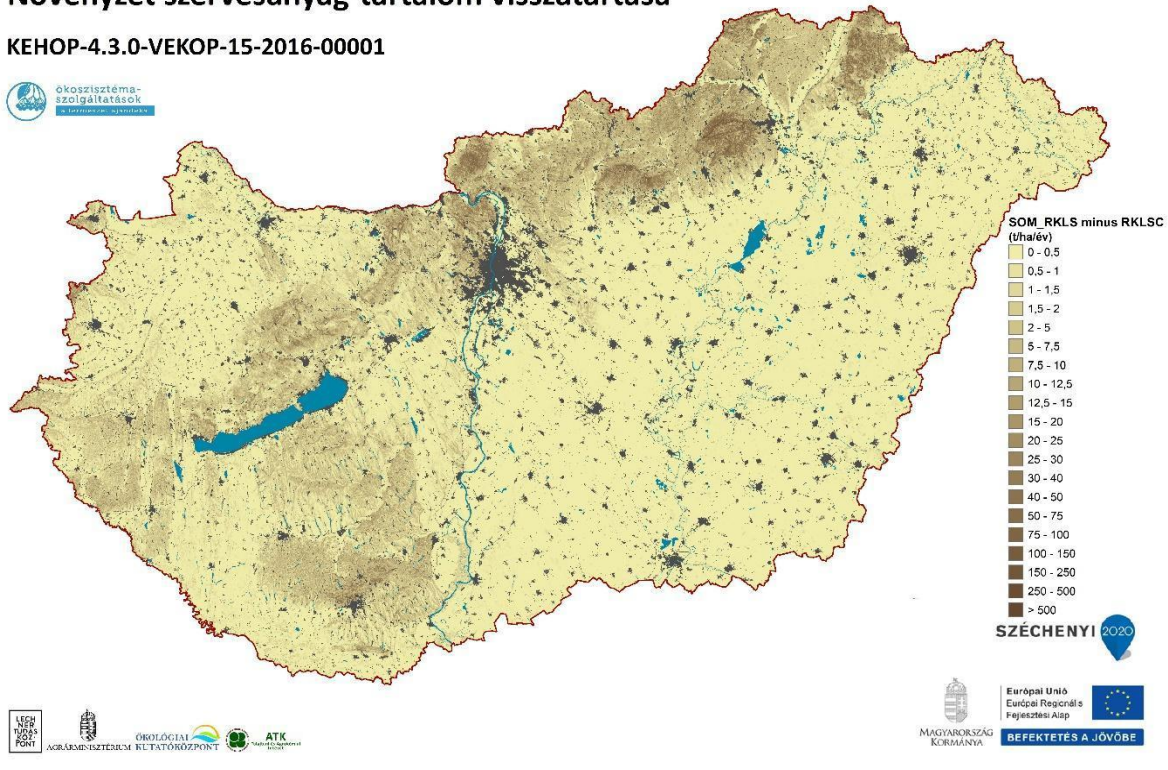
KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



28. ábra: Az erózió elleni védelem ÖSz 3. kaszkádszintje: a tényleges növényzetborítás és a fedetlen talaj közti talajvesztés különbsége. Minél nagyobb az érték (zöldebb színárnyalatok), annál több talajt tart vissza az jelenlévő növényzet.

Növényzet szervesanyag-tartalom visszatartása

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001

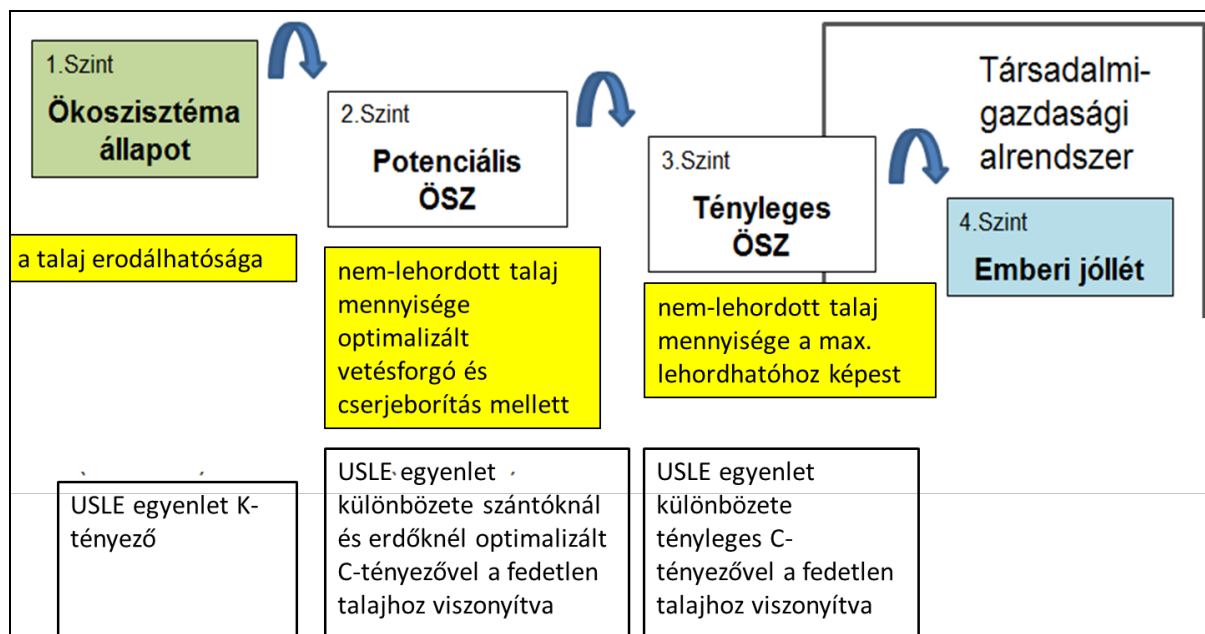


29. ábra: A tényleges növényzetborítás által elkerült szervesanyag-veszteség, az erózió elleni védelem ŐSz 3. szintjének egyik vetülete. Minél nagyobb az érték (sötétebb színárnyalatok), annál több talajt tart vissza a jelenlévő növényzet

2.2.5. Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai a felszíni degradáció elleni védelem értékelése során

Az egyes kaszkádszintek indikátorai mind az USLE (Universal Soil Loss Equation) modell fentebb részletezett komponenseiből adódnak (30. ábra).

1. szint: a talaj erodálhatósága (K-tényező);
2. szint: az USLE egyenlet eredménye a C-faktor (növényzet) bevonásával, optimális növényzetre számítva a fedetlen talajhoz viszonyítva;
3. szint: maga a nem-lehordott talaj és szervesanyag (humusz) mennyisége (t/ha/év), azaz a növényzet nélküli, feltételezett talajveszteség és a jelenlegi növényzeti borítás mellett megvalósuló tényleges talajveszteség közti különbség.



30. ábra: Az erózió-elleni védelem ÖSZ indikátorai a kaszkád mentén

Összefoglaló: Az erózió elleni védelem mint ÖSZ, a talaj megóvásában mutatkozik a megfelelő növényzet által. Fontos a hely erózióveszélyeztetettsége, ennek függvényében változik az ÖSZ jelentősége is. Az ország területének mintegy 74%-a nem, vagy gyengén, 18%-a közepesen és csak 8%-a erősen veszélyeztetett vízerózió által. Ami ezen kategóriák földrajzi eloszlását illeti, erősen a hegy- és dombvidéki területek veszélyeztetettek, főképpen az Északi-Középhegység és a Dél-Dunántúl. Utóbbi területén jelennek meg a legmagasabb talajveszteség értékek. Ez annak tudható be, hogy míg a hegyvidéki területek zömmel erdősültek, így talajukat védi a növényzet, a dombosági területeken gyakran a meredekebb lejtők is művelés alatt vannak (így nincs folyamatos talajtakarás, és kevésbé védettek sűrű növényzet által). Az alföldeket, mivel a területek lejtése elhanyagolható, jellemzően alacsony eróziós ráták jellemzik (kevésbé veszélyeztetettek erózió által).

2.3. Szűrés (diffúz tápanyagterhelések szabályozása)

2.3.1. Bemutatás, nemzetközi tapasztalatok és kiválasztott célterületek

CICES-HU szerinti definíció: „Szűrés/tisztítás/megkötés/akkumuláció ökoszisztémák által” – Biofizikai szűrő, megkötő, tisztító folyamatok a talajban és vízben biotikus és abiotikus folyamatok révén. Példák erre: szennyező anyag és nehézfém megkötés, talaj-, levegő- és víztisztítás ökoszisztémák által.

A definíció szerint megadott szűrés, illetve szennyeződések megkötése, csökkentése egy nagyon tág témakör, mivel bármelyik közegben végbemenő bármilyen megkötő/szűrő/tisztító folyamatot magába foglal, és emellett a szennyező anyagok eredetét, tulajdonságait is nyitva hagyja. A prioritizáló műhelymunkák során minden munkacsoport fontosnak tartotta és értékelésre ki is választotta ezt az ÖSZ-t. Szinte minden csoport szorgalmazta az ide kapcsolódó eredeti, CICES szerinti szolgáltatások egybevonat kezelését, mivel nehezen látták ezek szétválasztási lehetőségét.

A Hidrológia SzMCs-ben tematikailag adott, hogy a **vizes közegben, illetve vízzel (talajon, növényzeten keresztül) terjedő szennyeződésekre** összpontosítunk. Körvonalazódott, hogy a mezőgazdaságból, műtrágyából származó tápanyagterheléseket vegyük csak tekintetbe. A különböző talajokban végbemenő szűrésre és tározásra azok fizikai-kémiai tulajdonságából adódóan készült egy térkép Európára (Makó *et al.* 2017), melynek hazai adaptációját mérlegeltük. Azonban mivel ez a felszíni növényzet szűrésének értékelésétől nagymértékben eltérő, különálló munkát igényelne, végülis eltekintettünk ennek bevonásától. A **diffúz tápanyagterhelések szűrését** a későbbiekben még tovább pontosítottuk és csak a **foszfor**-formákat vettük tekintetbe. A foszfor-formák szűrése jól kapcsolódik a növények fizikai megjelenéséhez, szársűrűséghez. Ezzel szemben az oldott komponensek (nitrátok) visszatartása kevésbé egyértelmű, nagyon meghatározó a felszín alatti vízzel történő terjedésük, és kevés tapasztalati szám, illetve csak nagyon finom modellezés van a szűrésük kimutatására. A két terhelés (N és P) szempontjából azt tapasztalták, hogy sok hazai víztest ellentétes irányban viselkedik a két tápanyag szempontjából (pl. nitrátra átlag alatti, míg foszforra átlag feletti a fajlagos kibocsátása). A mintázat nem konzisztens, a tényleges szűrés-arány sok tényezőtől függ, többek közt a domborzattól, a talajtípustól, a települések, a felszínborítások arányától. Ezért nem lehet a két tápanyagformára egyaránt érvényes becsléseket adni.

A „Szűrés ÖSz” a folyamatokat tekintve arra fókuszál, hogy mennyire képes adott ökoszisztéma a vízzel mozgó tápanyagokat (foszfort) visszatartani, *kiüleptíteni* vagy *felvenni* (növényi biomasszába beépíteni -> adszorpció), vagy a *felszínéhez* kötni (-> adszorpció). A növényzet érdességnövelő hatása megjelenik a felszíni lefolyásban, valamint a lebegőanyag- és tápanyag transzportban egyaránt. A partikulált formák (leginkább a foszfor és a szervesanyagban tárolt tápanyag) fizikai úton csapdázódnak a növényzettel sűrűn benőtt területeken, az oldott formák (elsősorban a nitrát) pedig a talajba való megnövekedett beszivárgás és a direkt növényi felvétel útján nyelődnek el.

A szűrésnek térben elválaszthatóan, de más-más funkciókat megjelenítően három komponensét tudjuk megnevezni (Albert *et al.* 2015 és 2016, Grizetti *et al.* 2008):

- A vízgyűjtőn jelenlévő szűrőkapacitással bíró ökoszisztémák **felszíni lefolyás szűrése**, melynek célja, hogy kiszűrje a szennyeződések, mielőtt azok elérnének a vizekbe (fizikai szűrés, részecskék és részecskékhez kötődő szennyeződések kiszűrése és a felesleges tápanyagok szűrése azáltal, hogy a növényi biomasszába beépülnek; egyéb szennyeződések gyakran a növényzet felszínén adszorbeálódnak.) Ennek részei a vizek menti szűrősávok, részben már vizes élőhelyek (pl. nádasok). A vízparti és lefolyásirányra (lejtőirányra) merőleges egyéb növényzeti sávok (szegélytársulások, azaz ökotonok) különösen fontosak a szűrési folyamatokban. Például a vízparti nádas és egyéb partközeli vízinövényzetet vízparti ökotonnak hívjuk és a többi lefolyás menti ökotonnal együtt, amit a táj mozaikosságával mérhetünk, ezek biztosítják a legjobb szűrést (Jolánkai G. személyes közlés).
- A **vizek és a vizes élőhelyek saját szűrő-tisztító kapacitása**, elsősorban biomasszába beépítés (növényzet, nádas, illetve alga, vízinövény, mikrobiális folyamatok) (pl. Jolánkai G. 1979a, b, Grizetti 2008), illetve kiülepedés (+ beszivárgás) által (Doherty *et al.* 2014). Ez a szűrés a vizek trofitási szintjére hat közvetlen módon (kevesebb tápanyag, kevesebb alga lesz a vízben). A hazai felszíni vizekben elsősorban a foszfát számít legfőbb szennyezőnek (mivel a legtöbb víztest foszfát-limitált), fel is gyűlhet (üledékben), ami az összetett egyensúlyi állapotok értékelését megnehezíti (és végső soron egy korábban erősen terhelt víztest változhat P-forrássá is) (Boros *et al.* 2009, Sayer *et al.* 2010, Scheffer & van Nes 2007, Sondergaard & Moss 1998, Tátrai *et al.* 2011).

- **A talaj szűrő- és tározókapacitása:** a talajba beszivárgó vizek szűrését értjük ez alatt. Fontos, hogy a szűrés-tározás végbemenjen, mielőtt eléri a szennyeződés a talajvizet. A különböző talajtípusok fizikai-kémiai tulajdonságaiból adódóan eltérő mértékben képesek erre. A talajban lévő bakteriális aktivitás is egy fontos tényező (denitrifikáció), azonban nincs megfelelő adatbázis és megfelelő szakértő, hogy erre is kitérjünk az értékelés során (ld. Tanács *et al.* 2018-ban a TIM adatbázisról).

A jelen értékelés elsősorban az első pontot karolja fel, a felszíni lefolyás szűrését. A talajok értékelését fentebb említett okok miatt nem végeztük el, míg a **vizek szűrőkapacitása** túl variábilisnak mutatkozott, ill. adathiány miatt az 1. kaszkádszinten túl nem tudtuk volna értékelni.

A felszíni lefolyás szűrése kapcsán az országos értékelésre kidolgozott módszertan megintcsak jelentős egyszerűsítéseket alkalmaz és szakértői becslésre alapuló, relatív számokkal jellemzi a növényzet által nyújtott ÖSz-t. Így a növényi szűrősávokra vonatkozó fontos adatok (pl. a sáv szélessége, a felettes vízgyűjtőhöz viszonyított aránya) nem jelennek meg. Az Ökoszisztéma-alaptérkép részletessége, a vízfolyások, víztestek megjelenése határozza meg ezen ÖSz-hatások térképi becslését. Az országos módszertan finomítását a 2.3.3 fejezetben részletezzük, míg a Zala-vízgyűjtő területére vonatkozó finomabb modellezéseket, melyek az országos módszertan pontosításához hozzájárultak, a 3.3 fejezetben mutatjuk be.

2.3.2. A Szűrés ÖSz-hez releváns ökoszisztéma állapot indikátorok

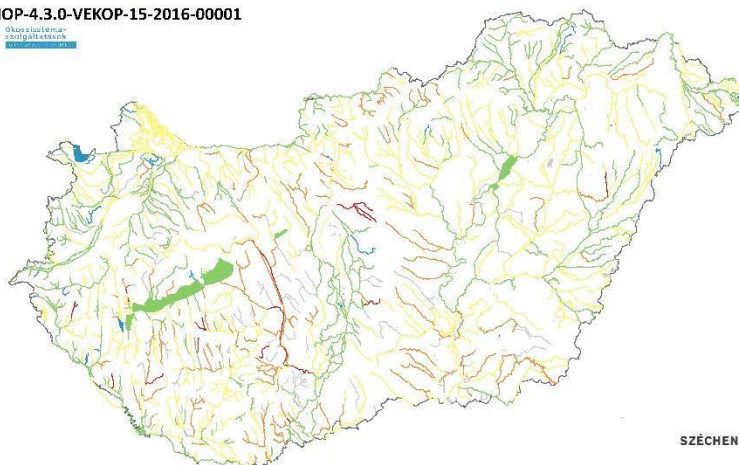
Kevés tanulmány van, amely az ökoszisztémák szűrőkapacitásával, az ezt meghatározó tényezőkkel foglalkozik, és **egyben feltárja a releváns ökoszisztéma-állapotokat.** Olyan, amelyben az összefüggéseket számszerűsítének, még kevesebb van. Jellemzően a gyakran a „víztisztítás” címszóval illetett ÖSz-t befolyásoló tényezőket sorolnak fel, mint pl. vízminőség indikátorok és nitráatterhelések, és a lefolyást befolyásoló tényezőket (pl. Bukvareva *et al.* 2017, Lautenbach *et al.* 2012). Egy szakirodalmi elemzés alapján, melyben a Víz Keretirányelv (VKI) felmérésekhez Spanyolországra kidolgozott indexeket vizsgáltak, a folyók menti erdősávok struktúrájára vonatkozó indexet, valamint a folyóra jellemző élőhelydiverzitás indexet is ajánlják a szűrőkapacitás jellemzésére (Vidal-Albarca *et al.* 2016).

A „**vízminőség**” indikátort használja gyakran a szakirodalom, amit első körben a prioritizálás során a NÖSZTÉP-MAES csapat is felvetett. Pontosabban megnézve azonban azért nem támogatjuk a „vízminőség” indikátor használatát, mert nem a szárazföldi és vízi ökoszisztémák „teljesítményét” mutatja, hanem egy pillanatképet, és erősen függ a tényleges terheléstől. Ezt a teljesítményt csak akkor lehet kimutatni, ha az adott ökoszisztémán áthaladás előtti szintet *kombinálva* nézzük az áthaladás utáni szinttel. Ilyen részletes kimutatásra viszont ritkán van elég adat. Értékelhető adatsor hazánkban is csak igen kevés helyen áll rendelkezésre - elsősorban a Kis-Balatonra és néhány kiemelt fontosságú vizes élőhelyre (tiszai és dunai holtágakra). Ezért a „vízminőség” mint szűrés-kapacitás indikátor, netán a Szűrés ÖSz számára releváns állapot-indikátor, országos szinten nem javasolt.

A **vizek szűrőkapacitását** tekintve azonban a biotikai adatokon alapuló, ezáltal hosszabb időtávra is reflektáló, a Víz Keretirányelv (VKI) **kialakított ökológiai minősítést, ezen belül az élőlénycsoportok értékelésének mediánját** vehetjük a szűrését megalapozó ökoszisztéma-állapot (minőséget mutató) indikátornak (31. ábra), mint ahogyan azt az Általános Ökoszisztéma-állapot indikátoroknál is tettük (Tanács *et al.* 2020).

Víztestek biológiai állapota (5 élőlénycsoport minősítéseinek mediánja alapján - kerekítéssel)

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



Jelkulcs

■	Nincs adat
■	1
■	2
■	3
■	4
■	5

31. ábra: A vizek szűrő képességéhez releváns ökoszisztéma állapot mutató, a VKI szerinti biológiai minőség

Az ökoszisztémák **felszíni lefolyás szűrésénél** releváns ökoszisztéma-állapot indikátor a táj mozaikossága lenne vízgyűjtőszinten. Pontosabb területi értékeléshez azonban egy ennél finomabb léptékű indikátor szükséges. Hasonlóan a lefolyásmérsékléshez, itt is releváns a **talaj víztartó-kapacitása**. Ahol alacsony, ott a diffúz szennyeződések hamarabb átjutnak a talaj felsőbb rétegein, a talajvíz felé beszivárognak, vagy horizontálisan terjednek. Ezért a Szűrés ŐSz 1. kaszkádszintjén a **szárazföldi ökoszisztémák szűrőkapacitását megalapozó indikátorként** ugyanazt a térképet használhatjuk, mint a lefolyás-mérsékléshez (10. ábra).

Bár a vizek menti szűrősávok fontossága jelentős, külön értékelésüket technikai okok miatt elvetettük. Kiemelkedő szerepet kaphat azonban a jelenlegi értékelésben minden olyan terület, melyben a vizek összefolynak, megállnak, a lefolyási útvonalak lentebbi szakaszán helyezkednek el.

2.3.3. Az ökoszisztémák potenciális szűrőkapacitása

Az ökoszisztémák **potenciális szűrőkapacitásáról** sok, eltérő léptékű vizsgálat jelent meg (fajsztű – élőhelyszintű mérések és kísérletek) a különböző releváns élőhelyekre, külön az erdőkre, gyepekre, vízparti sávokra, árterekre, tavak, folyók szűrőkapacitására (Bukvareva *et al.* 2017, Cardinale 2011, Grizetti *et al.* 2008, Jolankai 1983, 1992, Lautenbach *et al.* 2012). A szűrésnél, hasonlóan a lefolyáshoz, a növényzet talajmenti sűrűsége (szársűrűsége) határozza meg a szűrőkapacitást, míg a lombozat itt értelemszerűen nem befolyásolja a szűrés folyamatát.

A potenciális szűrőkapacitás felmérésénél kizárólag azt vizsgáljuk, hogy ha egy növényzeti sávon keresztül folya a tápanyaggal dúsított/szennyezett víz, akkor az a sáv mennyit szűrnie ki. Vita tárgya volt, hogy a növényzeti kategóriákba csak magát a növényzetet értsük bele, vagy a szűrőkapacitásuk függjön a hozzájuk kapcsolható jellemző tájhasználatból eredő terhelésektől is (pl. szántók). Ez utóbbi megközelítést a csoport végülis elvetette

2.3.3.1. Növényzeti komponens

Táji, ill. vízgyűjtő léptékben a szűrőkapacitással bíró növényzet-egységek (természetes/természetközeli növényzet-típusok) aránya határozza meg a táj összesített szűrőképességét (Clapcott *et al.* 2012). Ennek fordított megközelítésében, a növényzetet/felszínborítást „forrás” és „nyelő” kategóriákba sorolhatjuk, ami nagyjából egy természetes-mesterséges felszínborítás gradienst tükröz (pl. Sandric *et al.* 2019). A felületek arányával számítani táji szinten értelmes, cella-alapú megközelítésünkhöz részletesebb számszerűsítés szükséges.

Az egyes **ökoszisztéma-típusok szűrőkapacitásának** megítélésére áttekintettünk szakirodalomban található adatokat a már bemutatott lefolyás-mérséklés mellett a felszíni szűrés témában is (2. melléklet). Az irodalmi adatokat lehetőség szerint az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriáihoz rendeltük hozzá. Ebből adódóan azt látjuk, hogy szűrőkapacitás terén az erdők, fásszárú dominanciájú élőhelyek vezetnek a sort, majd a gyepek követik őket, vagy hatásukat tekintve egyenlők. Míg elméletben a növényzet talajmenti sűrűsége az a növényzeti komponens, mely a szűrés szempontjából számít, ennek közvetlen megítélésére csak a gyepeknél van lehetőségünk, mert itt szorosan korrelál a teljes növényzet levélfelületével, így tehát közvetlenebb módon használhatjuk a LAI-t (11. táblázat). Az irodalmi áttekintés alapján kialakított szintetizált szakértői értékelést a 10. táblázat mutatja. Az értékelés kialakításánál felmerült szempontok az alábbiak:

- Az eróziós tényező (C-faktor) a szűrésnél még inkább iránymutató, mint a lefolyásnál, mivel hasonló talaj-visszatartó funkciót jellemez. A tápanyag szemcsékhez kötött és oldott formában továbbítódik. Vagyis az egyik része az erózió (partikulált szennyezés), a másik a víz lefolyása (oldott komponens) révén fogható meg a szűrés értékelésekor. A növényzet a vizet kevésbé tartja vissza, mint a vízben lebegtetett hordalékot, azaz általában a tápanyag-visszatartás kisebb, mint az erózió-visszatartás. Ezért a szűrőkapacitás a maximális értékét 0,8-ként határoztuk meg, annak érdekében, hogy a lefolyás-mérséklés súlyszámok és a szűrés súlyszámok egymáshoz való viszonya ne legyen teljesen aránytalan. Ezt a 0,8-as értéket adtuk a vizes élőhelyeknek, mivel potenciálisan ezek rendelkeznek a legjobb szűrőkapacitással. (A viszonyítás kedvéért: ennél hatékonyabban a szennyvíztisztításnál használt berendezések is csak rövid ideig tudnak működni, de egy idő után azok telítődnek, cserélni kell őket). A súlyszámok kialakítása két lépésben történt: az első lépésben még a teljes, 1-ig terjedő skálán értékeltünk, majd a fentebb leírt maximalizálás után visszaskáláztuk a már meglévő értékeket, a 0,8 maximális értékhez viszonyítva. Ebből adódóan sok helyen tört számokat kaptunk, melyeket 1 tizedesre kerekítettünk.
- Ha egy **erdőben** van cserjeszint, akkor az növeli a szársűrűséget; minél sűrűbb az aljnövényzet annál intenzívebb a pórusvízben az áramlás, ami nemcsak a lefolyásmérséklésénél fontos, de a szűrésnél is: lassabban áramló vízből jobban tudja a növényzet felvenni a tápanyagokat (Gilliam 2007). Igaz, hogy inkább a lombhullató erdőkre jellemző a cserjeszint, de mivel a cserjeszint osztályozása külön tételként szerepel az ESZIR adatbázisban, ezért külön tényezőként figyelembe tudjuk venni. Az alkalmazott értékelés párhuzamos a lefolyás-mérséklésnél bemutatott módszerrel (8. táblázat).
- Fenyőerdők esetében a **tülevél**réteg szűrő kapacitása nem ismert, de az erózióanal használatos felszínborítási eróziós tényezőt, a C-faktort útmutatónak vehetjük.
- **A szántóföldi** kultúrák nem természetes kibocsájtók (szennyeződések diffúz forrásai), csupán a tájhasználatból adódik egy jellemző terhelés. Felmerült, hogy vegyük külön a terhelést, ne építsük be a „szántóföld” kategória szűrés-kapacitás értékelésébe. Az egyes növénykultúráknak eltérő a szűrő hatása (hasonlóan az eltérő erózió-

mérséklésükhöz), de a jellemző terhelés is eltérő. Így például a kukoricatermesztés kibocsájtással jár, de egy őszibúza-tábla lehet nettó tápanyagszűrő is. Bár fontos ennek a két szempontnak a szem előtt tartása, értékelésünkben mindkét folyamat együttes értékelésére törekedtünk, és a lehetséges szántóföldi növények átlagos szűrőkapacitását a jellemző terhelésekkel együtt próbáltuk értékelni.

- **A szőlőnek** a levézetén keresztül van intercepciós kapacitása, de szársűrűsége minimális, ezért a lefolyás csökkentésében erősebb a hatása mint a szűrésben.
- Energiaültetvények (pl. energiafűz, nyár, energiafű) kicsit nagyobb szűrés-értéket kapnak mint a gyümölcsösök, mert a gyümölcsösökkel szemben sűrűek a sorközök és inkább az egész éves növényzeti borítás jellemző.
- Felmerült, hogy amennyiben érett/idős az erdő, akkor jobban szűr. Az ESZIR adatbázis alapján előállított „Korcsoport besorolás” (fiatal - középkorú – idős kategóriákba) az Erdőknél egy Általános ÖÁ mutatóként lett kidolgozva (Tanács *et al.* 2019). A változó beépítését megalapozott szakvélemény hiányában végülis nem támogatta a munkacsoport, így ezt a tételt elvetettük.

A potenciális szűrőkapacitásként megadott **súlyszámok egymáshoz viszonyítják az ökoszisztémákat**, a tényleges szűrőkapacitást (-> hány százalékot szűr ki az adott élőhely típus a terhelésből) azonban nem adják meg.

10. táblázat: A NÖSZTÉP Ökoszisztéma-alaptérkép élőhely kategóriáinak szűrőkapacitása (relatív súlyszám) az irodalmi áttekintés, országos levélfelület-index átlagok, valamint szakértői becslés szintézise alapján.

1. szint	2. szint	3. szint	Egyéb tényező/megjegyzés	Becsült szűrőkapacitás (súlyszám)
VÁROS	Épületek		(burkolt)	0,00
	Utak	szilárd burkolatú utak	(burkolt)	0,00
		földutak + vasutak	(burkolatlan)	0,00
	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek		burkolatlan	0,00
			burkolt	0,00
	Zöldfelületek mesterséges környezetben	Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal		
Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül				0,48
AGRÁR	Szántóföldek			0,24
	állandó kultúrák	Szőlő		0,16
		Gyümölcsösök,		

1. szint	2. szint	3. szint	Egyéb tényező/megjegyzés	Becsült szűrőkapacitás (súlyszám)
		bogyósok		
		Energiaültetvények		0,56
	Komplex területek			0,32
GYEPEK	Homoki gyepek	Nyílt homokpuszta gyepek		0,32
		Zárt gyepek homokon		0,72
	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek		0,40
	Sziklakibúvásokkal tarkított gyepek	Sziklakibúvásokkal tarkított mészkedvelő gyepek		0,40
		Sziklakibúvásokkal tarkított egyéb gyepek		0,40
	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken		0,71
	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet		0,48
ERDŐ		minden kivételével ültetvények	lombhullató	0,68
		4401-es kategória	tülevelű	0,76
VIZES	Lágyszárú dominanciájú vizes élőhelyek	Vízben álló mocsári/lápi növényzet		0,80
		Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint lágyszárú és mocsárrétek		0,80
	Fás lágyszárú dominanciájú vizes élőhelyek	Lágyszárú és mocsárrétek		0,80

1. szint	2. szint	3. szint	Egyéb tényező/megjegyzés	Becsült szűrőkapacitás (súlyszám)
VÍZ	Állóvizek			0,00
	Vízfolyások			0,00

11. táblázat: Az ESZIR (Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszer) cserjeszintet jellemző kategóriák és az ezekhez adott szakértői becslés a lefolyásmérséklése és szűrés szempontjából

ESZIR „CSERJE” kategória	Egyszerűsített kategóriák	Szűrés relatív mértéke	Szűrés súlyszám
Nincs cserjeszint	30% alatt	megegyezik a lombhullató erdők értékével	0,68
Egyöntetűen szórványosan fedett, maximum 30%			0,68
Csoportosan szórványosan fedett, maximum 30%			0,68
Egyöntetűen közepesen fedett, 30-70%	30-70%	a túlevelű és lombhullató közti különbség 30%-át lépésenként (0,013 / lépés)	0,71
Csoportosan közepesen fedett, 30-70%			0,71
Teljes lefedettségű, 70% feletti cserjeszint	70% felett		0,73

Az értékelés kialakításában, a cserjeszinten túl, a 2 m alatti fás szárú növényzet bevonására volt még lehetőség. Amennyiben volt adott ponton ilyen növényzet, úgy a 0,72 értéket vette fel a szűrés számításában.

2.3.3.2. Nem-növényzeti komponensek integrálása

A szűrés ÖSz-t hasonló módon modelleztük, mint a lefolyás-mérséklését. A növényzet mellett a már említett talajtulajdonságok is jelentősek, valamint a domborzat, mely a lefolyás útvonalát alakítja. A diffúz tápanyag-visszatartás ÖSz cellánkénti potenciális értéke – a lefolyásszabályozás ÖSz-el analóg módon – az alábbi képlettel számítható:

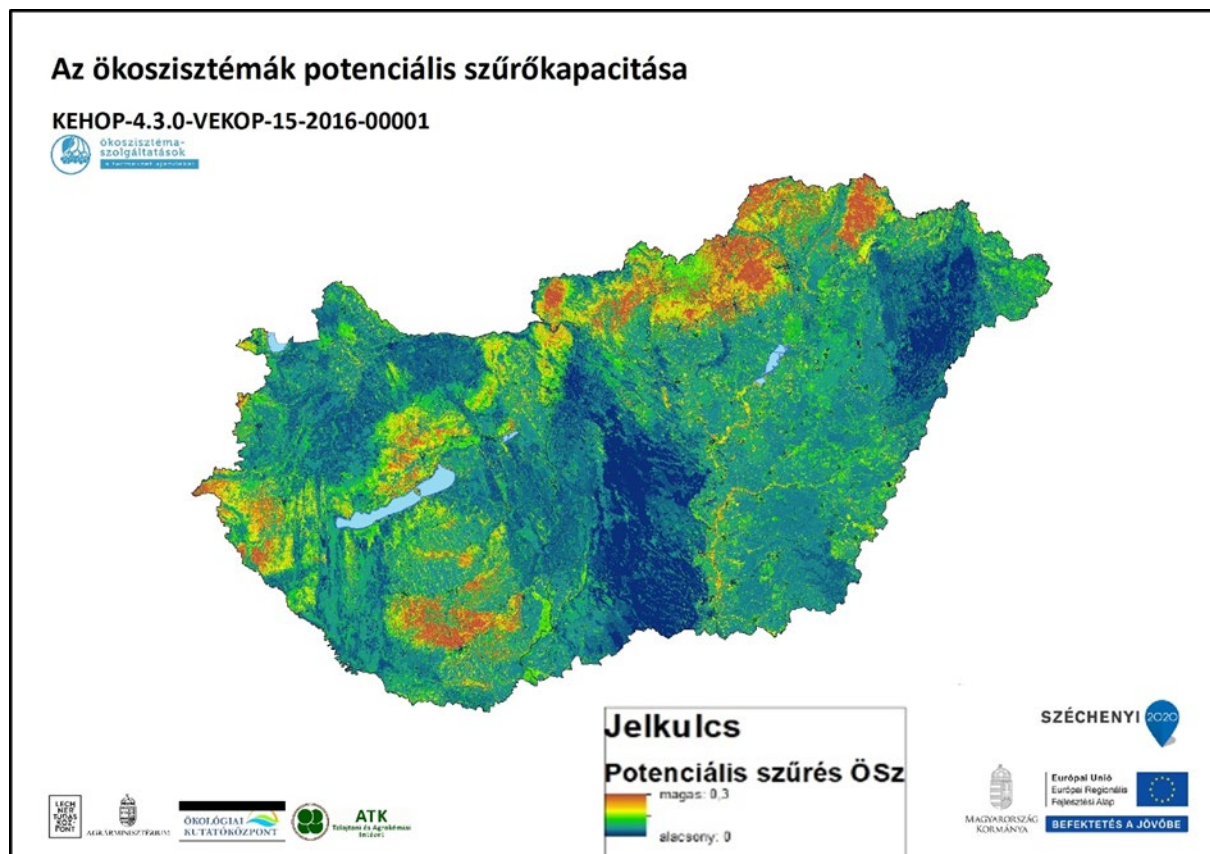
$$\alpha_{\text{szűrés}} = \alpha_{\text{veg.szűrés}} * \alpha_{\text{talaj}} * \alpha_{\text{terep}}$$

Ahol minden cellában

- az $\alpha_{\text{szűrés}}$ a potenciális ÖSz mértékét (2. kaszkádszint) kifejező relatív arányszám {0;1}

- az $\alpha_{veg,szürés}$ a Hidrológia SzMCs által az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriákhoz rendelt vegetációs súlyszám {0;1}
- α_{talaj} , illetve α_{terep} a helyi talaj- illetve domborzati viszonyokat jellemző tényezők {0;1}; számításukat ld. a 3.1.2.2 fejezetben.

Ezeket a komponenseket integrálva, a Szűrés potenciális szintjét a 32. ábra mutatja be.



32. ábra: Az ökoszisztémák potenciális szűrőkapacitása, 2. kaszkádszint.

2.3.4. Ténylegesen igénybe vett szűrés

A becsült szűrőkapacitás alapján, a terhelések ismerete mellett elméletileg ki lehet számítani a ténylegesen kiszűrt szennyeződést. A szűrőkapacitást általában **arányokkal** lehet megjeleníteni (pl. Maes *et al.* 2015, Bukvareva *et al.* 2017): a terheléshez viszonyítva mennyit szűrt ki az adott ökoszisztéma.

Hasonlóan a lefolyásmérsékléshez, a tényleges szűrés mértékét is befolyásolja a rendszer/ökoszisztéma telítődöttsége. Jellemző, hogy például a víztisztításban használt élőnövényes szűrőmezők egy idő után használhatatlanná válnak, nem tudnak több tápanyagot kiszűrni (Dittrich 2015). Nagyobb léptékben is ismerünk ilyen jelenséget, a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer üzemeltetése során erősen változott, hogy a Zalából jövő tápanyagokat milyen mértékben tudta kiszűrni a növényzet (Tátrai 2000, Honti *et al.* 2020). Annak érdekében, hogy az ökoszisztémákat egymáshoz, relatív módon tudjuk hasonlítani, úgy döntöttünk, hogy a helyzetet egyszerűsítve, **feltételezzük, hogy nem telítődött a rendszer**, ill. végtelenek a kapacitásai, továbbá, hogy konstans módon (állandó arányban) megy végbe az ökoszisztémában egy bizonyos szennyeződés visszatartása. A különbség a két folyamat - lefolyás-mérséklés és szűrés - „telítődésében” abban rejlik, hogy míg a vízzel telítődés gyorsan, akár órák alatt is végbemehet (pl. intenzív esőzés mellett), egy ökoszisztéma

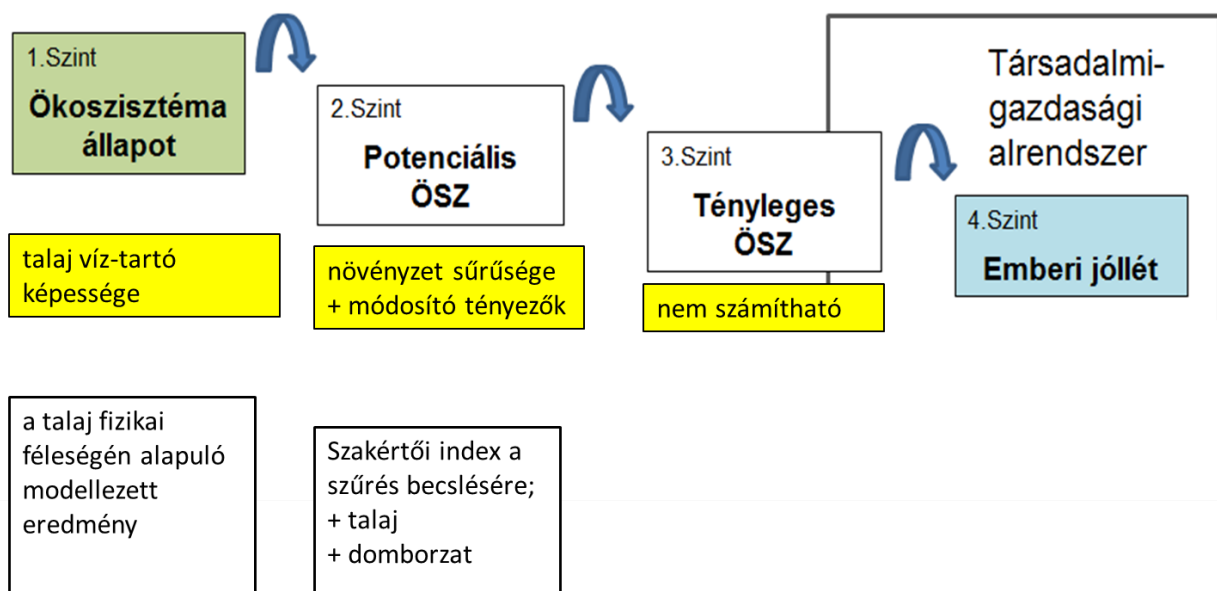
szűrőkapacitása jóval lassabban telítődik. Az eltérő időbeli dinamikák miatt a lefolyásmérsékléssel ellentétben, a szűrésnél értelmes lehet az éves átlag-terhelési értékek alkalmazása, míg a lefolyásmérséklésénél, az árvíz kockázat-csökkentés dombvidéki komponensénél nem célravezető az éves átlagértékek használata.

Lényegi különbség, hogy az egyes ökoszisztéma-típusok szűrőkapacitás arányát tényleges szűrésenként (pl. mg/l különböző koncentrációként – szűrés előtt, szűrés után) tudjuk értékelni, vagy csak az ökoszisztémák egymáshoz viszonyított képességeit becsüljük. Mivel a NÖSZTÉP-ben az utóbbi szakértői becsülésre volt lehetőség, ezért az előzetes elképzelésekkel ellentétben nem számítottunk a megállapított arányszámokból és a terhelésekből tényleges szűrésiértéket. Ezt az elméleti megalapozottságú döntést az a praktikus tényező is alátámasztja, hogy az értékelés kialakítása során a foszfor-formák szűrésére helyeződött a fókusz, amelyhez viszont nincs terhelési adat.

2.3.5. Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai a szűrés ÖSz értékelése során

Az előzőekben felvázoltaknak megfelelően itt most elsősorban a diffúz tápanyagterhelések szűrésének indikátorait mutatjuk be (33. ábra). A vizekre és a vizes élőhelyekre még további rész-indikátorokat is bemutatunk az 1. mellékletben, melyek továbbfejlesztésre alkalmasak lehetnek.

1. kaszkádszint: a talaj víztartó képessége
2. kaszkádszint: a növényzet becsült szűrőkapacitása, a domborzat és a talaj figyelembe vételével
3. kaszkádszint: nem számítható, mert csak relatív súlyszámokkal tudunk dolgozni a 2. szinten



33. ábra: A szűrés ÖSz indikátorai a kaszkád mentén

Összefoglaló: A Szűrés ŐSz-nél minél sűrűbb a növényzet, annál nagyobb mértékben járul hozzá a tápanyag-visszatartáshoz. A szűrésnél kiemelt fontosságú a domborzat (mely a víz lefolyási sebességére hat), így hegy- és dombvidékeink magas Szűrés ŐSz-értékkel rendelkeznek. A növényi szűrőszalagok a folyóvizek mentén is kiemelkedő fontossággal bírnak, ezt azonban az országos módszertannal mérsékelten tudjuk megfogni, kiemelt szerepük a pontosabb modellek alkalmazásával jobban megmutatkozik.

2.4. Hidrológiai ciklus és lefolyási viszonyok, vízáramlás fenntartása (Aszálymérséklés ŐSz)

2.4.1. Bemutató

CICES-HU szerinti definíció: „Hidrológiai ciklus és vízáramlás fenntartása” - Vízellátottság biztosítása, szárazság elleni védelem. Példák erre: vízkészlet-biztosítás, talajvíz utánpótlás, hatékony csapadék hasznosítás biztosítása pl. megfelelő vegetációs borítással.

Míg ez a tétel eredetileg az idézett definícióként került kiválasztásra, a megvitatása során kikristályosodott, hogy leginkább területi vízvisszatartásként, a sok víz - kevés víz jelenség kiegyenlítéseként tudjuk értelmezni: a táji szinten **visszatartott időszakos víztöbblet (belvíz) potenciális aszálymérséklési szerepet** tölt be. A következőkben ennek a megközelítésnek a kialakulását részletezzük, majd áttérünk a javasolt értékelésekre.

2.4.1.1. Evapotranspiráció és a „Hidrológiai ciklus fenntartása”

Mint azt a CICES-definíció is mutatja, a „Hidrológiai ciklus fenntartása” egy nagyon diverz, nehezen megfogható ŐSz-csoport. A hidrológiai ciklust elemezve, mely a csapadék növényzet általi megtartása (intercepció, ld. 12. táblázat és Hidrológiai szószerót), a felszíni párolgás (evaporáció), a növényzet párologtatása (transpirációja), a növényzeten történő áthatolás, a talajba szivárgás (mélységbe szivárgó veszteség), valamint a felszíni és felszínközeli lefolyási folyamatok együttese, nehéz körvonalazni azt az ökoszisztémán alapuló folyamatot, ami kifejezetten ennek fenntartásáért lenne felelős.

A hidrológiai ciklus leginkább növényzetalapú komponense a területi párolgás (**evapotranspiráció, ET**) egy része, amit transpirációnak, azaz a levélfelületen át történő párologtatásnak nevezünk. Az evapotranspiráció potenciális (PET) és aktuális (ET) értéke, illetve azok viszonya egyaránt a növényzet állapotától (stressztűrés, gyökérmélység, levélfelületi index - LAI) nagymértékben függ, viszont ezen értékek mégis sokkal inkább a légkör vízfelvevő képességéről (párányomás, szélsőségek, sugárzás), a talaj hasznosítható vízkészletéről és a növény számára felvehető víz mennyiségéről tájékoztatnak. Utóbbi erősen befolyásolja a növény gyökérmélysége, stressztűrése, a talaj hidrofizikai jellemzői és maga a rendelkezésre álló felszín alatti vízkészlet.

Végeredményben az **evapotranspirációt**, mint indikátort a hidrológiai ciklus fenntartására nem tartottuk ideálisnak a van Oudenhoven *et al.* (2018) szerint kiemelt, indikátoroktól elvárt szempontok (releváns információ döntéshozók számára, érthetőség, érdeklődés felkeltése, valamint kellőképpen reprezentálja az indikálandó tárgyat) teljesülésének hiányában, mert nem nyújt releváns információt a döntéshozók számára.

12. táblázat: a hidrológiai ciklus egyes elemei (párolgás és párologtatás), idegen eredetű szakkifejezése, magyar megnevezése és rövid magyarázata.

evaporáció	transpiráció	evapotranspiráció
párolgás	párologtatás	területi párolgás
szabad felszínekről - víz, talaj, burkolt felület, növényzeten/lombozaton visszatartott víz - történő fizikai vagy mechanikai folyamat	növényzet anyagcserjéhez köthető élettani folyamat	a növényzet párologtatása és a szabad felszínekről történő párolgás összege

2.4.1.2. Aszálymérséklés ÖSz

Az értékelendő ÖSz-eket kiválasztó priorizáló workshopokon elsődlegesen az a szemlélet vezetett ezen ÖSz kiválasztásához, mely a **víz meglétét**, mint az élet feltételét akarta kiemelni, és ami alapján a víz NÖSZTÉP értékelésben való figyelembe vételét mindegyik priorizáló csoport szorgalmazta (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2018). A műhelymunka résztvevői gyakran ellátó szolgáltatásként is beválasztották a vizet. Mivel azonban a rendelkezésre álló víz mennyisége olyan abiotikus tényezőkön múlik, melyeket rövidtávon nem tudunk befolyásolni (pl. klíma), ezen szempont tárgyalását koncepcionális megfontolások alapján áthelyeztük a víz megtartásáért, szabályozásáért felelős ÖSz témaköre alá (Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2018). A CICES-definícióban felsorolt szempontok alapján a hidrológiai ciklus fenntartását a **vízhiány mérsékléseként** is fel lehet fogni. Ezzel egybevégezve, hogy a CICES újabb verziójában (CICES 5.1, Haines-Young & Potschin 2018) már egy kategóriaként szerepel a lefolyás és a hidrológiai ciklus szabályozása, mint „Hydrological cycle and water flow regulation”.

Ahol a vízellátással kapcsolatosan a **víz mennyiség szabályozását** értékelték (pl. Maes *et al.* 2015 és Burkhard & Maes 2017), ott egyben kezelték az *árvizek szempontjából* jelentős víz visszatartást és a *minimális vízellátás* biztosítását, valamint az *aszály elleni védelem* szempontjából fontos víz visszatartást. Mindkét szempontnál a növényzet és a talaj víz visszatartást befolyásoló tulajdonságai a meghatározók, amik módosítják a csapadékból adódó lefolyás mértékét. Erre gyakran használt indikátor a „water retention index” (WRI) (Maes *et al.* 2015, Burkhard & Maes 2017), melyet már a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentésnél bemutattunk (2.1.2). Így tehát értékelhetnénk ezt a tételt, mint a lefolyás-mérsékléssel megegyező ÖSZ-t. A társadalmi érdeklődést szem előtt tartva azonban úgy döntöttünk, hogy a „hidrológiai ciklus fenntartását” az ökoszisztémák **aszálymérséklési** funkciójaként értelmezzük. Ez Magyarországon és a klímaváltozás korszakában kifejezetten releváns, ugyanis az **aszályveszély fokozódását** állapította meg több kutatás is (Blanka & Mezösi 2012, Fiala *et al.* 2014, Mezösi *et al.* 2013, 2014). Aszályként itt elsősorban a mezőgazdaság szempontjából negatív hatással bíró, a terméshozamokat csökkentő jelenségre tekintünk (lásd Szószedet: „mezőgazdasági aszály”; 34. ábra) (Gulácsi & Kovács 2015; Quiring 2015). Az **aszály által sújtott területek** nagy része átfed a **belvizes területekkel** (Pálfai 2004, Pinke 2012).

A belvíznek (→ belvív) több tucat definíciója ismert a hazai szakirodalomban. Ezek nagy hányadban annak **káros voltát** hangsúlyozzák (a belvizek a mezőgazdasági növényzet

fejlődését akadályozzák, az emberi létesítményeket károsítják), de az újabb megközelítések szerint **hasznos vízkészletet** is jelentenek, különösen a természetvédelmi szempontból jelentős vizes élőhelyeken (Rakonczai *et al.* 2011). Belvíz alatt Rakonczai és mtsai (2001) után azt az **időszakos többletvíz** értjük, mely „valamely (vízgyűjtő)terület felszínén vagy a felszínközeli képződmények/termőtalaj hézagjaiban megjelenik, amely a növényzet fejlődését akadályozza, illetve az emberi építményeket károsítja”. Kozák (2006) meghatározása a belvíz alapvető természeti jellemzőit írja le: a belvíz a talaj olyan víztöbblete, mely egyrészt a talaj felső rétegeit - a levegő kiszorításával - kétfázisúvá teszi, másrészt nagy tömegben a terep lokális mélyedéseiben összefüggő, lefolyás nélküli szabad vízfelszínű elöntéseket eredményez.

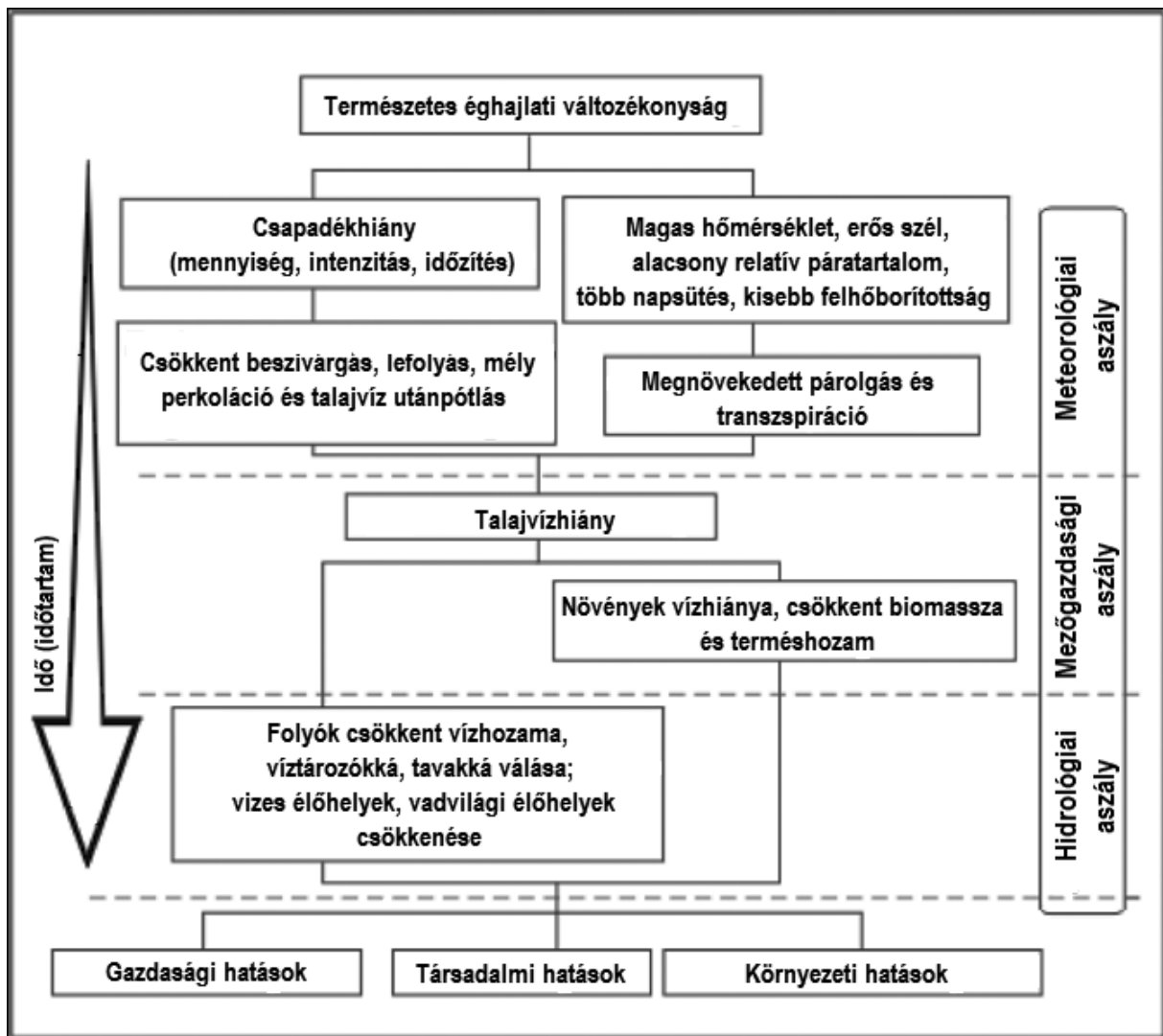
A „sok víz-kevés víz” ellentmondás és problematika (Rakonczai *et al.* 2001) hátterében egy összetett erőforrás és területhasználati konfliktus áll, aminek gyökere az, hogy a síkvidék területeket elérhető természeti tőkével a társadalom milyen módon gazdálkodik (Czucz és mtsai, 2008). A múltban kialakult vízrendezési-területhasználati gyakorlat mára felismert, hosszútávú negatív hatásainak kezelését nagyban segítheti a különféle ökoszisztéma szolgáltatások (ÖSz) számszerűsítése, térképezése és figyelembe vétele a döntéshozatal során. Az ÖSz koncepció lényege, hogy valamely természetes vagy művelt élőhelyet (pl. egy belvizes szántóterületet) nem kizárólag egy szempont (pl. gabona- vagy fahozam) alapján ítéljük meg, hanem minél több – természettudományosan és közgazdaságilag eltérően számszerűsíthető – ökológiai funkció együttes figyelembe vételével (Burkhard és Maes 2017). Az ökológiai rendszer működéséből származó haszonvételek szerteágazóak: támogató (pl. talajképződés), ellátó (pl. élelmiszertermelés), szabályozó (pl. szénmegkötés, diffúz tápanyagszennyezés visszatartása, hidrológiai folyamatok és szélsőségek csillapítása) és kulturális szolgáltatások (Maes és társai, 2018, Haines-Young és Potschin 2018).

A belvízzel érintett területekre jellemző, hogy a történeti folyamatok eredményeként a mezőgazdasági termelés (ellátó szolgáltatás) dominanciája a többi ökoszisztéma szolgáltatás (ÖSz) rovására ment (Derts és Koncsos 2012, Ungvári és társai, 2012, Pinke 2018). A szabályozó szolgáltatások gyengülésével az Alföld meghatározó termelési rendszere és ökológiai állapota különösen kitetté váltak az éghajlati és hidrológiai szélsőségeknek (Pinke, 2012; Fiala és társai, 2018). Több ÖSz szemléletet alkalmazó tanulmány is rámutatott, hogy alternatív tájhasználati rendszerek a jelenleginél kedvezőbb társadalmi hasznosságot biztosítanak (Jolánkai és társai, 2012; Pinke és társai, 2018). Ennek egyik példája a kutatócsoportunk által a Szamos-Kraszna Közben elvégzett elemzés: a területen az ÖSz-ek széleskörű becslése a fentebb már ismerttetett hidrológiai számítások alapján történt a közelmúlt viszonyai, illetve egy attól gyökeresen eltérő vízrendezési-területhasználati forgatókönyv mentén (Muzelák és Balogh 2011). A jelenleg intenzív belvízmentesítés és szántóföldi művelés dominálta állapot alternatíváját a víz megtartását jobban szolgáló, extenzív tájhasználat jelentette. Utóbbiban a szántók egyharmada helyén erdő vagy legelő található és az azóta megvalósult VTT tározó térségében egy nagyobb kiterjedésű, a Szamoson érkező árhullámok csökkentésére is alkalmas wetlandet tételez fel. A két változat kidolgozása hidrológiai modellszámításokkal, mezőgazdasági hozambecsléssel, továbbá a szabályozó ÖSz-ek (CO₂ megkötés, árvíz kockázat-csökkentés, vizes élőhely társadalmi haszna, stb.) irodalmi adatokra alapozott értékelésével történt. Az összevetés alapján az alternatív, adaptációra alapuló tájhasználat összegzett pénzbeli szolgáltatása több mint kétszerese a közelmúltat jellemző forgatókönyvének, ami egyértelműen a szabályozó szolgáltatások és a víz megtartás jelentőségére utal. Ez összhangban áll a nemzetközi tapasztalatokkal is: a tartós vízborítással, magas telítettséggel érintett vizenyős területek, természetes és mesterséges vizes élőhelyek kapcsán – azok ökológiai és társadalmi

jelentőségét felismerve – a szakirodalom és a szabályozói gyakorlat is a helyreállításra, állapotmegóvásra helyezi a hangsúlyt (EU VKI, Boswell és Olyphant 2007; Mitsch 2016).

Az ellátó és szabályozó ÖSz-ek közti optimális arány kialakításának fontos része kell legyen az is, hogy a jó agrár-alkalmasságú területeken a termelés minél inkább zavartalan legyen. Ez belvizes területen feltételezi az időszakos víztöbblet kedvezőtlen hatásainak mérséklését. Vízkészlet gazdálkodási, ökológiai, környezetvédelmi és társadalmi szempontból (pl.: Farkas és társai, 2009; Somlyódy, 2011; OVF, 2016) azok az agrotechnológiai megoldások (tereprendezés, vápák kialakítása, rendszeres mélylazítás, direktvetés, notill, talajtakarás, másodvetés, stb.) a támogatandók, amelyek a táblán belül megjelenő víztöbbletet helyben tartják: akár a talaj mélyebb rétegeibe történő szivárgás elősegítésével, akár a felszíni és felszín közeli lefolyás lassításával. Így belvízképződési szempontból megakadályozzák a „ledugasolt palack” hatást, illetve az összegyülekezőes belvizek kialakulásának esélyét csökkentik. Az ilyen beavatkozások tervezését nagyban segítheti a precíziós mezőgazdaság és a táblán belüli léptékre irányuló, nagy felbontású hidrológiai modellszámítások összekapcsolása. A belvizet a tábláról kivezető agrotechnikai és műszaki megoldások esetén törekedni kell arra, hogy az elvezetett víz az öblözetben belül maradjon, és ott időszakos tározásra alkalmas mélyfekvésű területre (Körösparti és Bozán 2013) jusson.

Amennyiben a terület víztelenítése nem oldható meg a fenti módokon gazdaságilag racionálisan, akkor célravezető a művelési mód- vagy területhasználat-váltás. Ennek gyakorlati megvalósulását elemezte a Regionális Energiakutató Központ és kutatócsoportunk egy közös projektje (Ungvári és társai, 2018). A Makó környéki gazdálkodók bevonására, belvív-modellezésre és közgazdasági eszközökre épülő kutatás kimutatta, hogy az ökológiai fókuszterületek (mint a víztöbbletet időszakosan tározni képes, szabályozó szolgáltatásokat biztosító élőhelyek) kijelölését gazdaságilag és hidrológiai szempontból is célszerű lenne összehangoltan elvégezni. A hidrológiai számításokkal kombinált költség-haszon elemzés eredményei szerint az átállás miatt kieső termőterület és profit mértéke jelentősen csökkenthető lenne, ha az 5%-nyi fókuszterület kijelölése nem egyedileg (minden gazdálkodó saját területén külön-külön) történne, hanem közös megállapodással, az elemzésbe bevont teljes terület (120 km²) leginkább belvizes részein. A vizsgálat további fontos tanulsága, hogy a helyi üzemi csatornák működtetése közgazdaságilag veszteséges, a fenntartásuk költsége meghaladja az általuk biztosított mezőgazdasági többlethasznót.



34. ábra: A talaj, csapadék, és a különböző aszályformák hatásai. (DMCSEE Délkelet-Európai Aszálykezelési Központ 2012)

A belvizes területek kialakulás alapján érdemes kétfelé bontani:

(i) olyan mezőgazdasági művelés alatt álló területek (pl. szántók), amelyek eredetileg, természetes adottságaiknál fogva is vizes, akár ártéri területek is lehettek (lásd: vizenyős vagy vízjárta területek);

(ii) azok a nem vízjárta területek, ahol az intenzív és/vagy nem megfelelően folytatott mezőgazdasági művelés során a talaj természetes tározóképesége folyamatosan degradálódik (tömörödés, eketalp réteg).

A korábbi rendszeres, évenként ismétlődő vagy állandó jellegű vízborítások ellenére, sokszor a belvizes területek közé számítják azokat a mezőgazdaságilag nem hasznosított (pl. mocsár, nádas) vagy alkalmazkodóan hasznosított (pl. időszakosan legeltetett, kaszált) területeket is, melyeken a szárazodás miatt ma már csak rendszertelenül, illetve csak rövidebb ideig fordul elő elöntés. Az ilyen területek nagy része vízborítást igénylő vizes élőhely még napjainkban is (lásd a Hidrológiai szöszedetben: [természetes] vizes élőhelyek). Mindez arra hívja fel a figyelmet, hogy adott területen a vízborítás káros vagy hasznos voltának megítélésekor a tájtörténeti előzményeket, a természeti viszonyokat és hasznosítási módot is szem előtt kell tartani.

A belvizek, mint időszakos víztöbbletek, táji szinten való visszatartása fontos potenciális aszálymérséklési szerepet töltenek be (Muzelák *et al.* 2011, Pinke 2020).

A **visszatartott víz hatása** a környezetre nehezen számszerűsíthető. Sok tényezők műlhat, melyek összefüggése nincs kellőképpen feltárva, az alapszintű kutatások is még folyamatban vannak. A belvizes területen megvalósuló vízvisszatartás 1) a beszivárgás elsősegítésével **javíthatja a környező területek vízellátottságát**, akár horizontális terjedés által is, 2) szolgálhatna öntözővízként is egy későbbi időpontban, de 3) hathat mikroklimatikusan is. Az élőhely **vegetációja** a helyi klimatikus viszonyok mellett pozitív irányba mozdíthatja el a helyi vízmérleget, például a gyökérzete által elősegített intenzívebb beszivárgással, árnyékoló hatással, ezáltal kisebb evapotranspirációval. Bár a megvalósuló vízvisszatartás a domborzati, talajtani, vízrajzi, növényborítási és más tényezőktől, tehát nagyrészt abiotikus tényezőktől függ, a táj vízmegtartó kapacitását mégiscsak összehasonlíthatatlanul jobban tudjuk befolyásolni, mint a víz/csapadék keletkezését. Továbbá a belvizes területek tározótérfogatának árvízvédelmi hasznosítása is lehetséges, a Vókonyai-tó, Egyek-Pusztakócs és Berek restaurációs projektek jó példák erre (Pinke *et al.* 2018). A NÖSZTÉP-projekt keretén belül kiemelt fontossággal szerepel a tájhasználati, tájgazdálkodási, szakpolitikai ajánlások megfogalmazása, melyre ezt a megközelítést alkalmazva, a továbbiakban lehetőség nyílik.

A **visszatartott víz hatása** a környezetre nehezen számszerűsíthető. Sok tényezők műlhat, melyek közti összefüggések nincsenek kellőképpen feltárva, az alapszintű kutatások is még folyamatban vannak. A belvízhez kapcsolódó folyamatok pontos leírását nehezíti, hogy a helyben keletkezett víztöbblet távolhatása (pl. **talajvízszint**, talajnedvesség, relatív páratartalom emelése az élőhely közelebbi/távolabbi környezetében), illetve annak számszerűsítése is rendkívül bizonytalan. Ha fizikai/folyamat alapon kezeljük a kérdést, akkor olyan tényezők figyelembe vételére is szükség van, mint a belvíz térfogata, felülete, felszíni-felszín alatti hidrológiai kapcsolat, stb.

Ami konkrétan számszerűsíthető, az a **belvízvédekezés** (csatornahálózat korábbi kiépítése, fenntartása, szivattyúzás, stb.) **költségének megspórolása**, illetve a víz megtartásának és elvezetésének hatása hosszabb távon, táji szinten a terméshozamra (Kozma 2013; Pinke *et al.* 2018, Pinke *et al.* 2020). Itt egy komplexebb, tájhasználati értékelés szükségeltetik, mivel a lehetséges területhasználati módok vízborítás-tűrése különböző: míg a szántóföldi növényzet rosszul tűri az időszakos vízborítást, az ártéri növények sokkal inkább elviselik. Mivel a belvízvisszatartás pozitív hatásainak kihasználása tájhasználati adaptációt és konverziót is feltételez (művelésiág-váltás, pl. gyümölcsösök létesítése a szántók helyébe), jövőképtervezési/elemezési munka keretében indokolt megvizsgálni, hogy ennek megvalósíthatóságához milyen további feladatok szükségesek.

2.4.2. Az aszálymérséklési ÖSz-hez releváns ökoszisztéma-állapot

A növények számára hozzáférhető víz a talajszemcsék közötti hézagokban (pórustér) mozog és raktározódik. A talajfelszínre érkező csapadék kedvező körülmények között (pl. nem fagyott, vagy telített a feltalaj) képes a mélyebb rétegekbe szivárogni, ahol a talaj víztartó képességének függvényében egy része tározódhat. Alapvetően ez a víz biztosítja a vegetáció fejlődése, különösen a víztől függő, kis számban megmaradt vizes élőhelyek számára szükséges nedvességet. Ha a felszínről folyamatosan utánpótlódó víz mélybe szivárgását egy gyengén vízvezető/vízzáró réteg akadályozza, vagy azt a talaj nem tudja elég gyorsan oldalirányban elvezetni, adott térfogatban a víz befogadásra alkalmas pórustér megtelik vízzel. Az a vízmennyiség, amit a talaj már nem tud befogadni, a felszínen összegyűlik. Tartós felszíni vízborítást okozhat egy adott vízgyűjtő mélyebb fekvésű részein a magasabb

térszínekre hullott csapadék által táplált, felszín fölé emelkedő talajvízszint is (belvíz). Adott területen a talajok vízáteresztő és vízbefogadó képességének elsősorban a felszínen összegyülekező vizek esetében van jelentős szerepe.

A belvizek kialakulása több tényező (domborzat, geológiai adottságok, talaj, hidrológiai és meteorológiai tényezők, növényzet, antropogén hatások) kölcsönhatásán múlik (Kozák 2006, Bozán *et al.* 2018, Pásztor *et al.* 2016). A csapadék- és hőmérsékleti viszonyok időbeli alakulása, különösen a csapadék-anomáliák megjelenése a hidrológiai körülmények megváltoztatásán keresztül egyértelműen jelzi a meteorológiai tényezők elsődleges szerepét a belvizek kialakulásában. A felszíni tényezők közül a talaj szerepe meghatározó. A szakértőkkel történt egyeztetésekre támaszkodva, a talaj víztároló kapacitását vesszük ökoszisztéma állapot indikátorként. Síkvidéki területeken a talajok vízbefogadó képességét a 0-2 m-ben potenciálisan tárolható vízkészlettel jellemeztük. A talajok vízbefogadó képességét az EU-SoilHydroGrids⁸ (Tóth *et al.* 2017) 250 m térbeli felbontású maximális vízkapacitás fedvényeiből számítottuk. A maximális vízkapacitás a talaj pórusteret teljesen kitöltő víz mennyiségét mutatja meg (Stefanovits *et al.*, 1999). Az EU-SoilHydroGrids hét rétegeből (0 cm, 5 cm, 15 cm, 30 cm, 60 cm, 100 cm, 200 cm) hat, nemzetközi standard szerint meghatározott talajrétegre (0-5 cm, 5-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm, 60-100 cm, 100-200 cm; Arrouays *et al.* 2014) vonatkozó fedvényeket származtattunk.

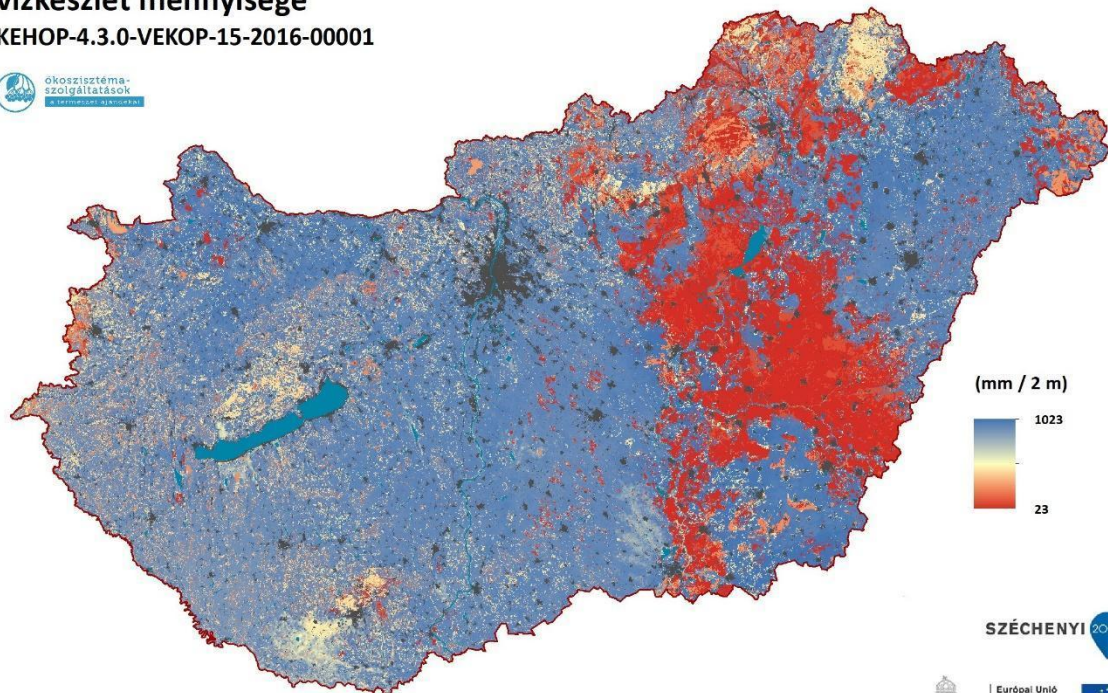
A talaj felső 2 m-es rétegében potenciálisan tárolható vízkészlet mennyiségét mm/2 m-ben határoztuk meg. A számítás során figyelembe vettük a 0-2 m talajrétegben megjelenő, gyakorlati szempontból vízzárónak tekinthető réteg mélységét, valamint a 2 m-en belül megjelenő talajvíz szintet is. Azokat a rétegeket tekintettük vízzárónak, amiknek az agyagtartalma (Pásztor *et al.* 2014) nagyobb, mint 40 %, vagy a hidraulikus vezetőképessége (Tóth *et al.* 2017) kisebb, mint 9 cm nap⁻¹. A talajvízszint fedvény az Országos Vízügyi Főigazgatóság talajvíz monitoring hálózatának mérési adatain alapuló térbeli predikció eredménye, amelyhez a referencia adatot a (2000 és 2013 közötti) napi talajvízszint adatok átlaga szolgáltatta (Bakacsi *et al.* 2019). A 0-2 m-es talajrétegnek a vízzáró réteg feletti és a talajvíz által nem telített részét tekintettük vízbefogadásra potenciálisan rendelkezésre álló talajtérfogaton (Bakacsi *et al.*, 2013, Bozán *et al.*, 2008, 2018, USDA NRCS, 2007). Ez a térfogat csak teljesen száraz talajban állna rendelkezésre, ami csak elvi lehetőség, de az így kapott érték alkalmas az egyes területek összehasonlítására. A termőréteg vastagságát a síkvidéki területeken nem tekintettük korlátozó tényezőnek.

Tehát a talaj felső 2 m-es mélységében potenciálisan tárolható vízkészlet (35. ábra) egy statikus, számított érték (mm/2 m), ami a talajra felülről érkező víz befogadására rendelkezésre álló talajtérfogaton alapul. Ez az érték önmagában nem tudja jellemezni a talaj sokrétű szerepét a vízmozgásban, az a felszínt leíró egyéb állapotjellemzőkkel (pl. lefolyási viszonyok) együtt értelmezhető. A számítás nem tudja figyelembe venni az oldalirányú elfolyást, a párolgás mértékét, azt hogy az esőzés pillanatában a kapilláris pórustér mennyire telített, milyen állapotú (nedvesség tartalmú, hőmérsékletű) felszínt ér.

⁸ <https://eusoilhydrogrids.rissac.hu>

A talaj felső 2 m-es rétegében potenciálisan tárolható vízkészlet mennyisége

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



35. ábra: Az aszályvédelmi ÖSz 1. kaszkádszinten a talaj víztároló-képessége: a talaj felső 2 m-es rétegében potenciálisan tárolható vízkészlet.

2.4.3. A potenciális aszályméréséklés

Az aszályméréséklésben az élőhely fizikai tulajdonságainak van elsősorban szerepe és csak nehezen számszerűsíthető módon függ a **növényzettől**, agrárterületeken a termesztett növényfajtától, az esetleges másodvetéstől és az alkalmazott talajművelési módtól. Az élőhely vegetációja az intenzívebb beszivárgással, kisebb evapotranspiráció és árnyékoló hatás révén csökkentheti az aszály kialakulásának esélyét is (Anda & Boldizsár 2005; Anda *et al.* 2015; Busch 2000; Herbst & Kappen 1999; Larcher 2003). A növényzet hatása azonban nem egyértelműen pozitív, talaj- és növényzettípustól függően negatív hatásokat is leírtak (Peréz-Soba *et al.* 2015, Greiner *et al.* 2017, Szabó *et al.* 2018), ezért ezt a kérdést összetetten kell értékelni. A talajművelésben a „no till” (szántás nélküli) gyakorlatnak jelentős és széles körben elemzett aszálycsökkentő hatása van (Derpsch *et al.* 2010; IPCC 2019). A vízvisszatartás vízhiányra gyakorolt kedvező hatásának mértéke és a mögöttes folyamatok szerepe nagyon erősen függ a helyi környezeti viszonyoktól, a hatásmechanizmus feltárása komplex elemzést igényel (a lokálisan visszatartott belvíz a felszín alatt milyen távolságban és milyen időtartamban képes kifejteni a vízpótló hatást). Ezért a **potenciális aszálycsökkentő ÖSz** hatást országosan csupán, mint **lehetséges belvítározás** adjuk meg, azt területileg megjelenítve. Az ezáltal rendelkezésre álló térfogatszámítási módszerek tesztelését mintaterületre végeztük el.

A belvívelőntésnek leginkább kitett területek lehatárolásával becsülhető az alacsonyabb térszíneken visszatartható víz mennyisége. A belvíz kialakulása szempontjából meghatározók a helyi domborzati, klimatikus és talajtani adottságok, valamint a **belvízvédelmi rendszer** állapota. Amennyiben nem mentesítenénk ezeket a területeket a

belvíztől csatornázással, gravitációs és szivattyús vízvezetéssel, akkor a víz rendelkezésre állhatna későbbi, kevésbé csapadékos időben is, így csökkenthetné a terület aszálykitettséget.

A belvízborítás számszerű leírására és térképezésére több mód adódik. A belvíz potenciális kiterjedését Magyarországon különböző módszerekkel térképezték:

(i) terepi szemrevételezésre alapuló tapasztalati előntés térképek,

(ii) a FÖMI által a 1998-2016 időszak műhold felvételeiből készített gyakorisági térkép és

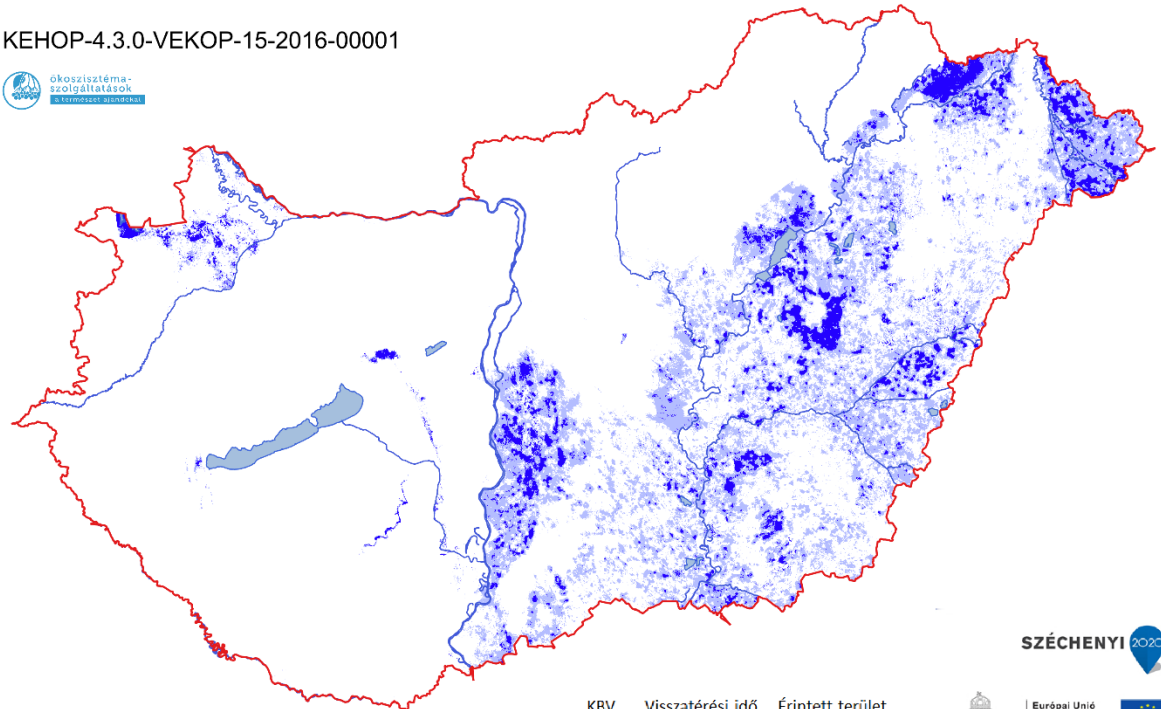
(iii) a belvíz kialakulását befolyásoló tényezők geostatistikai elemzésén alapuló Komplex Belvíz-veszélyeztetettségi Valószínűség térkép.

Az (i) szemrevételezés előnye, hogy a helyi vízügyi hatóságok több évtizedes terepi tapasztalatait tükrözi, ugyanakkor hátránya, hogy pontosságát, megbízhatóságát több objektív mérésre alapuló elemzés kétségbe vonta már. Utóbbi szempont alapján a (ii) űrfelvételekre alapuló gyakorisági térkép kedvező választás lenne, de ennek nagy hátránya az, hogy csak a mezőgazdasági támogatásban részesülő területekre terjed ki. Így nem ad információt olyan erdészeti vagy természetvédelmi kategóriákról sem, amik a szántókhoz mérten kevésbé konfliktusos visszatartási területek lehetnének. Ezek alapján a (iii) Komplex Belvíz-veszélyeztetettségi Valószínűség térképet (KBV) választottuk ki. További érvként említendő, hogy ez tekinthető a legkorszerűbb belvízveszélyeztetettségi térképnek, ami mért előntési adatok és a belvízre ható legfontosabb természetes és mesterséges hatótényezők alapján térinformatikai úton becsli az előntés valószínűségét. A módszer folyamatos fejlesztés alatt áll, valamint országos lefedettségű (ahol értelmezhető), és minden felszínborítási kategóriára kiterjed. Ezen felül az ÁKK keretében a hazai vízügyi gyakorlat is ezt a térképezési megközelítést használja a "Kedvezőtlen vízgazdálkodási állapotú mezőgazdaságilag művelt területek nagy felbontású belvíz-veszélyeztetettségi térképezése Magyarország síkvidéki területein (Alföld, Kisalföld, szórvány területek)" elnevezésű programban (ÁKK 2014 Konzorcium).

A „belvíz-veszélyeztetettségi térkép”, aszálymérséklési szempontból, az eredeti címével ellentétesen pozitív tartalommal bír, mert ez alapján beazonosíthatók azok a területek, ahol a túl bő nedvességviszonyok megfelelő kezelésével az aszály kialakulásának valószínűsége csökkenthető. A belvíz-tározási kapacitást, mint az aszálymérséklési ÖSz 2. kaszkádszintjét, a belvíztérképen jelölt előntési valószínűségek alapján határolhatjuk le. A valószínűség hidrológiában alkalmazott értelmezése szerint - változatlan viszonyokat feltételezve - megadja a belvíz hosszú idejű átlagos visszatérési idejét is (pl. 0% - soha; 20% - átlagosan 5 évente; 50% - átlagosan 2 évente, stb.). A 36. ábra a 10% és 20%-os valószínűségű, 10 illetve 5 éves visszatérési idejű régiókat tünteti fel. A bal oldali grafikon alapján látható, hogy az előntés valószínűségével az érintett területek kiterjedése nemlineáris módon változik, értéke a 20%-os valószínűség esetén meghaladja a 320.000 hektárt, 10% esetén pedig ehhez további 1.364.000 hektár adódik.

Aszálymérséklés ÖSZ - potenciális belvíz-tározás (2. kaszkádszint)

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



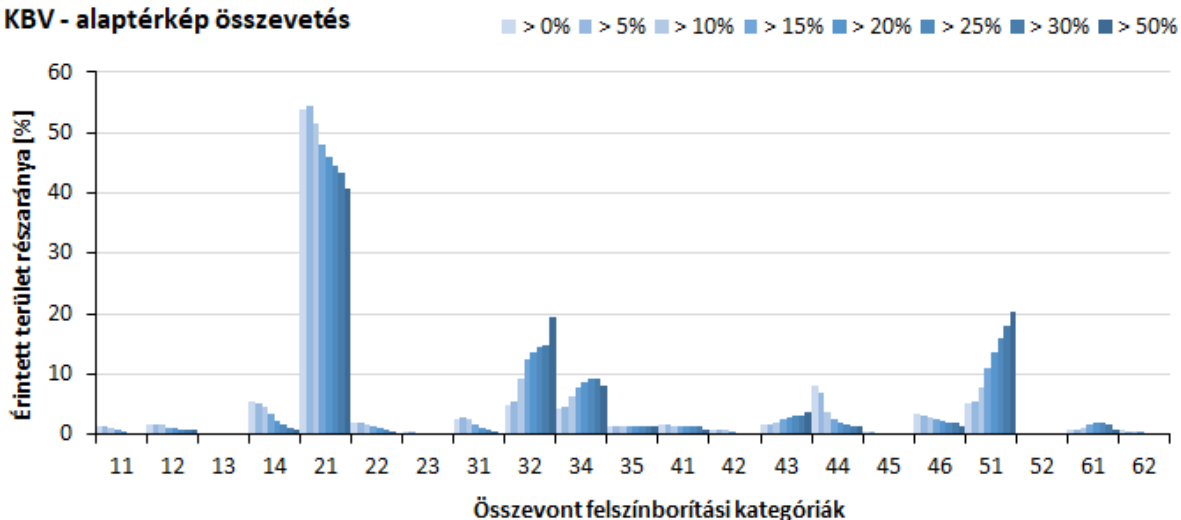
KBV	Visszatérési idő	Érintett terület
> 10%	< 10 év	1.364.240 ha
> 20%	< 5 év	321.242 ha



36. ábra: A 10%, illetve 20%-os valószínűséget meghaladó belvív-veszélyeztetettségű területek elhelyezkedése.

A valószínűség függvényében az érintett felszínborítási kategóriák aránya is jelentősen módosul (37. ábra). A belvív döntő mértékben (40-55%) a szántóföldeket érinti, de az elöntés/talajtelítődés gyakoribbá válásával egyre jelentősebb hányadot adnak a szikes gyepek (32-es kód), kötött talajon levő zárt gyepek (34-es kód) és a lágyszárú dominanciájú vizes élőhelyek (51-es kód).

KBV - alaptérkép összevetés



37. ábra: Az elöntéssel érintett (2. szintű) Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriák aránya különböző KBV-k (Komplex Belvívveszélyeztetettségi Valószínűségek) esetén. 11: Épületek, 12: Utak és vasutak, 13: Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek, 14: Zöldfelületek mesterséges környezetben, 21: Szántóföldek, 22: Állandó kultúrák, 23: Komplex területek, 31: Homoki gyepek, 32: Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek, 34: Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken, 35: Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet, 41: Többletvízhatástól független erdők, 42: Természetszerűbb galériaerdők, 43: Egyéb vízhatás alatt álló erdők, 44: Idegenhonos fajok dominálta erdők, faültvények, 45: Erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek, 46: Máshová nem besorolható fás szárú növényzet, 51: Lágyszárú dominanciájú vizes

Annak eldöntése, hogy mekkora területen érdemes aszályvédelmi szolgáltatással számolni, komplex, soktényezős szakmapolitikai kérdés. A teljesség igénye nélkül néhány szempont:

- **mezőgazdasági:** bár a szántóterületek agráralkalmassága és belvívveszélyeztetettsége között erős negatív kapcsolat áll fenn, az nem általános érvényű. Sok esetben egyértelmű, hogy a vízjárta területek nehezen művelhetők és gyenge hozamúak, így mezőgazdaságilag is racionális a művelési ág váltása. Ugyanakkor jó/kiváló adottságú szántókat is érint a belvív, ahol az agrárium szempontjából a vízmentesítés az indokolt döntés. Emellett a belvív különböző környezeti hatásoktól függően, **éven belül is csak időszakosan** jelenik meg. Így az érintett terület változó vízjárást jól tűrő hasznosítását a száraz időszakokban is meg kell oldani.
- **hidrológiai:** az elöntések **oldalirányú vízpótló hatása** korlátos (domborzat és talajtípus függő), ezért célszerű a visszatartást **mozaikosan** megvalósítani; ez felveti a belvív-elvezető rendszer bizonyos mértékű átalakítását, a mainál összetettebb vízkormányzási feladatot jelent, hiszen a vízvisszatartás mellett **továbbra is vannak védendő területek** (települések, jó agráralkalmasságú szántók, stb.), amelyek **nem függetleníthetők a vízvisszatartás helyszíneitől**.
- **közgazdaságtani:** a művelési ág-váltás gazdasági megtérülése erősen függ a visszatartási terület méretétől és elhelyezkedésétől, ennek és a fenti két szempontnak, ill. ezekhez kapcsolódó költségtényezők figyelembe vételével becsülhető.
- **ökológiai és társadalmi:** a vízvisszatartás járulékos hozadécai (□ szolgáltatásai) nehezen fejezhető ki pénzben, de semmiképp sem hagyhatók figyelmen kívül. Ezek

lehetnek pl. a mikroklíma szabályozása, felszín alatti vízkészlet utánpótlása, élőhelyek fenntartása az ökológiai vízigény biztosításán keresztül, stb.

A kérdésre ezért ebben a fázisban csak irányadó becslést adunk: a 36. ábra szemléltetett 10%-os valószínűség reális alternatívának tekinthető, melyet a „potenciális ÖSz” szint bemutatására kijelöltünk. Az előntési-gyakoriság térképen meghatározhatók tehát azok a síkvidéki területek, ahol a termelés költsége a víz elleni védekezés miatt más mezőgazdasági területekkel szemben lényegesen magasabb, és talajadottságuk révén potenciális termőképességük viszonylag alacsony. Az Élelmiszertermelés SzMCs szakértőjével folytatott szakmai konzultáció alapján elvben lehetséges egy belvízborítottsági réteg integrálása a potenciális terméshozam számításába, feltéve, hogy napi bontásban tudjuk biztosítani a bemenő adatot. Ilyen időbeli felbontású adat jelenleg nem áll rendelkezésünkre.

2.4.4. A tényleges aszályméréséklés

A belvíz visszatartása mezőgazdasági területeken nem alkalmazott gyakorlat, ezért a tényleges aszályméréséklés Magyarországon jelenleg nem valósul meg. Kivétel ez alól egy-két projekt-mintaterülete, melyeket érdemes megemlíteni. Ilyen a jelenleg is futó „Az önkormányzatok integráló és koordináló szerepének megerősítése az éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodás érdekében”⁹ című, a BM és WWF közös LIFE-projektje. Ennek keretén belül országosan öt mintaterületre terveznek és kiviteleznek vízvisszatartási megoldásokat. A projekt célja a belvíz és a heves esőzés okozta vízfelesleg visszatartása, az aszálykockázatok mérséklése és a talajvízirtalék növelése kombinált vízvisszatartó eljárások révén, pl. a meglévő csatornahálózat átalakításával, alacsony fekvésű termőterület vizes élőhellyé alakításával.

A tényleges aszálymentesítés kvantitatív becslése meghaladja a NÖSZTÉP projekt lehetőségeit. Elméletben az adott területen modellezett aszály intenzitását, tartamát és következményeit kellene összevetni a vízvisszatartás különböző hatásaival. Jelenleg a vízelvezetésből fakadó gazdasági károk (pénzben vagy terméshozamban) és a védekezéshez kapcsolódó költségeket tudjuk csak számba venni. Egy ettől eltérő megközelítésű tanulmányban a talajvízszint táji szintű és országos süllyedésének gabona-terméshozamokra gyakorolt hatását számszerűsítették (Pinke *et al.* 2020). Az összefüggések kimutatására alkalmazható egy olyan nagyobb térléptékű módszertan, mely az elmúlt évtizedek alapján a talajvízszint és gabona-hozam-idősorok regressziós elemzésén alapul. Az 1961-2010 közötti adatokra elvégzett számítások azt mutatják, hogy hazánkban a talajvízszint 1961-1985-ről 1986-2010-re évente átlagosan 2,24 cm-t süllyedt. Elsősorban a sekélyebb gyökérzetű kukoricánál, és főleg a legmelegebb hónapok talajvízszint adatai és a terméshozamok között volt jelentős összefüggés. A csökkenő talajvízszint a kukorica terméshozam variáciáinak 18–38%-át magyarázta. A regressziós függvény alapján 0,65 t/ha/év átlagos termés kiesést becsültünk az 1986-2010 közötti időszakra.

Egy Szamos-Kraszna közti vizsgálati területen, ahol összetett belvízvédelmi rendszer működik, modellszámításokat végeztek. A jellemző hidrológiai viszonyokat és a mezőgazdasági termelésre gyakorolt hatásait számították, a belvíz- és az aszálykárokat figyelembe véve (Kozma 2013). Ennek számítása már inkább a jövőképtervezés területére tartozik, ugyanis azt vizsgálták, hogy ugyanazon területhasználat mellett mekkora az átlagos becsült belvízkár (tehát a belvízkockázat) akkor, ha működik a belvízelvezetés (csatornák, zsilipek és szivattyúzás) és mekkora lenne, ha nem működne a rendszer. Az eredmények

⁹ <https://vizmegtartomegoldasok.bm.hu>

alapján valószínűsíthető, hogy az elkerült kár azonos vagy kisebb, mint a rendszer működési költsége. **Ez arra utal, hogy jó eséllyel területhasználat-váltás nélkül is megérné felhagyni a belvíz elleni védekezéssel.**

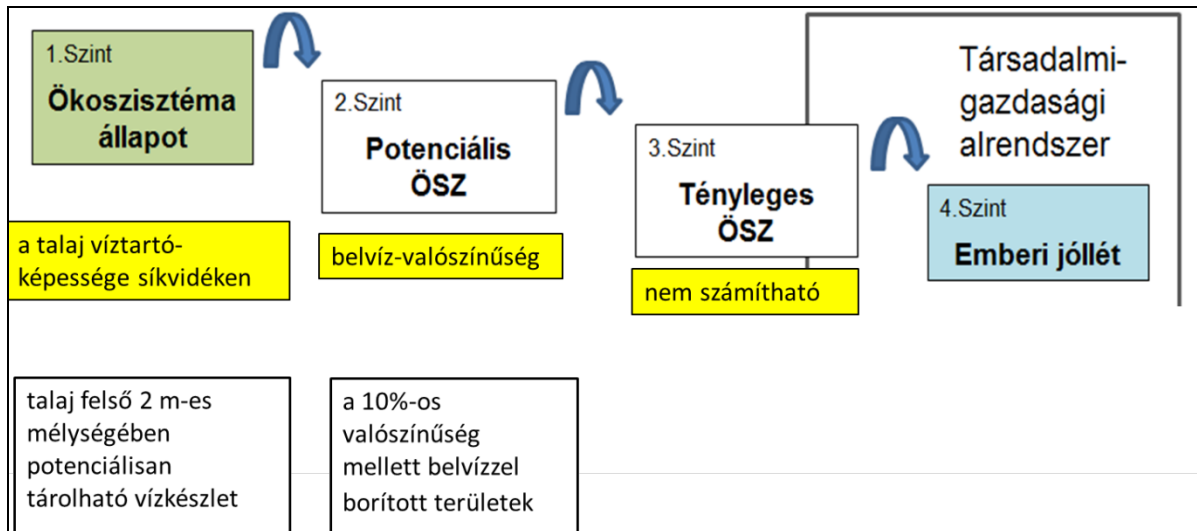
A ténylegesen igénybe vehető aszálymérséklési szolgáltatást, azaz azon területek összességét, melyek elárasztását és konverzióját vízmegtartási célokra megalapozottan ajánlani lehet, egy jövőképtervezési munka keretében, környezet-alkalmassági elemzéssel lehet alátámasztani a fentebb felsorolt hidrológiai, közgazdasági, mezőgazdasági/agráralkalmassági, valamint ökológiai és társadalmi szempontok figyelembevételével. Egy ilyen elemzésben kísérletet lehet tenni azon alföldi területek lehatárolására, amelyek alkalmasabbak a belvizek megtartására, mint más funkciók teljesítésére. Több ŐSz összevetését is egy mintaterületi jövőképtervezés során lehetne elvégezni.

Annak érdekében, hogy a jövőképek felé tovább tudjunk lépni, hasonlóan, mint az árvíz kockázat-csökkentésnél, érdemes itt is elgondolkodni azon, hogy mely területek azok, amelyek egy alternatív vízgazdálkodást felvázoló jövőképben a belvíz megtartásának célterületei lehetnek. A belvizes területek egy része bár messzebb fekszik a folyómedrektől, olyan területeken található, amelyeket a folyók árvizei korábban rendszeresen elöntöttek. Felmerült, hogyan kezeljük ezeket a területeket a folyókhoz általában közelebb eső mélyárterekkel közös fogalmi körben, hiszen nemcsak a belvíz, de az árvíz kockázat-csökkentés számára is alkalmas célterületek. Utóbbiak elárasztása technikailag könnyebben megoldható közelségük miatt, de mivel a távolabb eső, belvizes területekkel geomorfológiai és hidrológiai értelemben is egységet alkotnak, **a két víztározási forma területi és tematikai összekapcsolása indokolt.** Ennek kidolgozása szintén jövőképtervezési munka részeként valósulhat meg.

2.4.5. Összefoglalás: a kaszkádszintek indikátorai az aszálymérséklés ŐSz értékelése során

Az aszályvédelem ŐSz esetében azt értékeljük, hogy mennyi víz tározódhatna a tájban, és a túl bő nedvességviszonyokból keletkező többletvíz visszatartása milyen mértékben csökkenthetné az aszály mértékét (38. ábra).

1. kaszkádszint: a talaj vízvisszatartó képessége
2. kaszkádszint: a KBV (Komplex Belvíz-veszélyeztetettség Valószínűség) 10%-os valószínűséggel elárasztott területei - a belvízzel potenciálisan érintett területek, amelyek a vizet meg tudják így tartani
3. kaszkádszint: nem számítható; helyette: potenciális belvíztározás lehetősége jövőképtervezés részeként



38. ábra: Az Aszálymérséklés ÖSz indikátorai a kaszkád mentén (területileg: síkvidéken)

Összefoglaló: A Hidrológiai ciklus fenntartása ÖSz-en belül az Aszálymérséklés ÖSz értékelését tűztük ki. Magyarországon kiemelten fontos a víz megtartása – ez a belvizekre valamint az árvizekre is érvényes – és a jövőben egyre aszályosabbá váló klíma mellett egyre fontosabb lesz. Erre kiemelten alkalmas területek például az Alföldön vannak, ahol egyben a legnagyobb szükség is van erre (legnagyobb az ár- és belvíz, valamint az aszály-veszélyeztettség).

3. HIDROLÓGIAI ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK VALIDÁCIÓS CÉLÚ MINTATERÜLETI ELEMZÉSE

KÉSZÍTETTE: DECSI BENCE, JOLÁNKAI ZSOLT, KARDOS MÁTÉ KRISZTIÁN, KOZMA ZSOLT

A NÖSZTÉP projektelelem átfogó jellege miatt az egyes szolgáltatások leírása sok esetben egyszerűsített módszertannal történik, ami jelentős egyszerűsítésekhez vezet. Ez a Hidrológia SzMCs által felállított országos térképezési módszertan esetében is igaz, hisz a hidrológiai ŐSz-ek jellemzően sztochasztikus és off-site jellegűek (a hatások valószínűségi, nem-lineáris és dinamikus folyamatok eredményeként, a szolgáltatást biztosító ökoszisztémáktól távol jelentkeznek).

Az elvégzett mintaterületi elemzéseinknek két célja volt:

- (1) a hidrológiai ŐSz-ekre kidolgozott országos térképezési módszertan megbízhatóságának ellenőrzése: a kapott eredmények összevetése mérési adatokkal és több elismert, kalibrálható tudományos számítási eljárással;
- (2) az összehasonlító elemzések alapján javaslatként a kidolgozott országos térképezési módszertan továbbfejlesztésére.

Elemzésünk célja elsősorban nem maga az ŐSz-térképezés, hanem a különböző térképezési eljárások összehasonlítása és fejlesztése. Ezért fontos kiemelni, hogy a felhasznált adatoknak elsősorban nem a tényleges tartalma (pl. melyik év felszínborítását, melyik időszak hidrometeorológiai viszonyait adják meg) a meghatározó, hanem az, hogy az összes vizsgált módszer esetén ugyanazzal az adatállománnyal dolgoztunk. A módszerek összehasonlítását ŐSz-enként, az egyes fejezetek végén is elvégezzük.

Jelen mintaterületi elemzés először a dombvidéki területeken érvényes szolgáltatások vizsgálatát mutatja be a Zala folyó vízgyűjtőjére (1530 km²) a 3.1-3.4 fejezetekben. A terület viszonylag jó, több évtizedet lefedő meteorológiai, hidrológiai és vízminőségi adatellátottsággal rendelkezik. Emellett több (részben saját) megelőző vizsgálat született már a területekre. A • fejezet egy síkvidéki mintaterületen, a Szamos-Kraszna közön, belvízre, illetve potenciális aszálymérséklésre vonatkozó elemzést mutat be, több módszert összevetve, annak érdekében, hogy az eddig csak területileg körülhatárolt aszálymérséklésre potenciálisan alkalmas helyekre térfogatot is tudjunk becsülni. Mintaterületi vizsgálataink nem térnek ki a hazai töltésezett vízfolyások mentén érvényes (síkvidéki) árvíz kockázat-csökkentés ökoszisztéma-szolgáltatására.

3.1. Módszertani áttekintés

3.1.1. Módszerek tér- és időbelisége

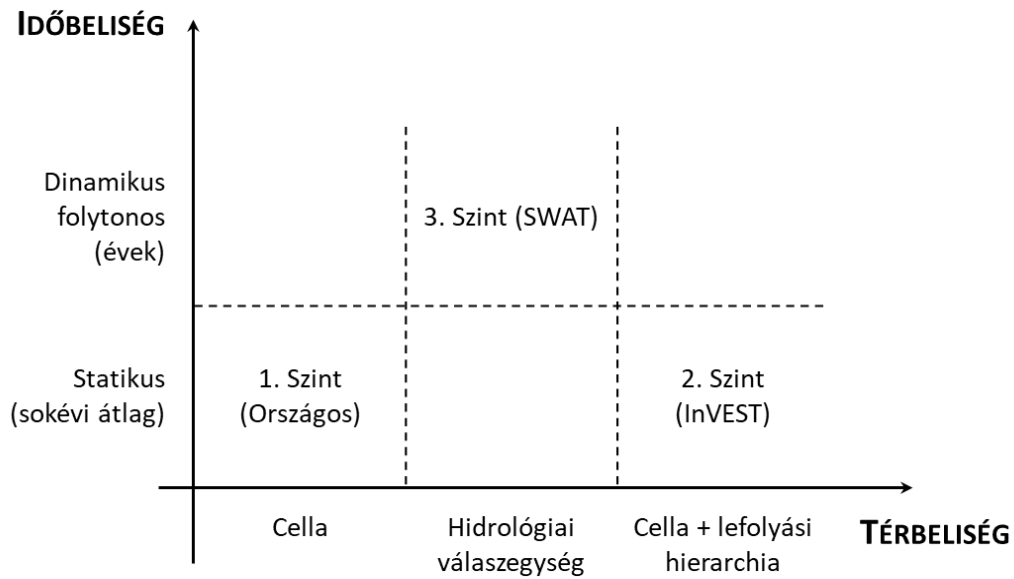
A mintaterületi elemzéseink lényege, hogy az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások leírására több megközelítést is alkalmaztunk, amiknek eredményeit összevetve értékeljük a Hidrológia SzMCs által javasolt módszertan megbízhatóságát. Az ŐSz-ek értékeléséhez használt eljárásokat/modelleket az 13. táblázat mutatja be vázlatosan. Az egyes megközelítések bonyolultságukat, adat- és munkaigényüket, továbbá megbízhatóságukat tekintve is eltérők. Hasonló igaz a tér- és időbeliségükre is, amit az 39. ábra szemléltet.

Az *1. szint* minden esetben az országos módszertan mintaterületi szintű megvalósítása. Ennek eredményeit a 2. fejezetben ÖSz-enként tárgyalt országos értékelésben mutattuk be. Ez tartalmazza az SzMCs által eredetileg kialakított eljárás továbbfejlesztését is. Az országos módszertan lényege, hogy az ÖSz-eket a felszínborítási kategóriák és az ÖSz-ek szempontjából jelentős további néhány környezeti tényezőre vonatkozó, szakértői becslésen alapuló súlyszámokkal írjuk le.

A *2. szintre* a nemzetközi irodalomban széleskörűen alkalmazott InVEST térinformatikai programcsomagot alkalmaztuk (Sharp *et al.*, 2014). Ez az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelési és térképezési eszköz cellaalapú, időben statikus megközelítéssel becsli 19 db ÖSz térbeli eloszlását. Ezek közül kiválasztottuk azt a három modult, amik a legjobban illenek a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés, azaz a lefolyásmérséklés, az erózió elleni védelem, és a szűrés, azaz a diffúz tápanyagterhelés szabályozáshoz. Az InVEST programcsomag előnye, hogy adatigénye mérsékelt és használata nem igényel elmélyült szakértői tudást. Az eredmények elvben globális és területhasználathoz rendelt lokális paraméterek segítségével is **kalibrálhatók**, a valóságban mért adatokhoz igazíthatók. Hátránya, hogy csak **statikus**, egy-egy **állandósultnak tekintett állapotot jellemez**. Emellett az algoritmus a környezeti folyamatok közelítő leírása során számos jelentős egyszerűsítő feltételezéssel él. Ezért a számítási eredmények elsősorban nem abszolút értelemben (pl. a lefolyás, hordalék és tápanyag anyagáramok egzakt számszerűsítéseként) értelmezendők, hanem sokkal inkább a **vizsgált területen belül jellemző térbeli mintázatok** közelítő becsléseként.

A *3. szinten* a vízgyűjtő-, tápanyagterjedési és vízminőségi kutatások terén elismert SWAT modellt használtuk. Ez a vízgyűjtő modell a csapadék lefolyást, hordalékmozgást és a nitrogén- és foszforformák diffúz transzportját időben dinamikusan, térben a hidrológiai válaszegység (HRU) megközelítéssel írja le. Számos előnye közül kiemelendő az, hogy a modell kalibrálható a vízgyűjtőkön mért vízhozam és vízminőségi adatok segítségével. Szintén fontos előny a fizikai megalapozottság és a viszonylag kevés egyszerűsítő feltételezés. Ez egyben az algoritmus egyik hátránya is: a megbízható számításokhoz nagymennyiségű térbeli adatra és fizikai, kémiai, biológiai jellemző, modellparaméter megadása szükséges. Ezek egy része rendszerint nem áll rendelkezésre a vizsgálati területen, így irodalmi adatokra és/vagy kalibrációra kell támaszkodni. Szintén hátrányt jelent az, hogy a lefolyási hierarchiát explicit módon nem veszi figyelembe, így a felszíni terjedési útvonalak mentén kialakuló visszatartást csak munkaigényes utófeldolgozással lehet megjeleníteni.

A következőkben ÖSz-enkénti bontásban ismertetjük a három eltérő térképezési eljárás módszertanát és a Zala vízgyűjtőre kapott eredményeket.



39. ábra: Az ökoszisztéma-szolgáltatások becslésének módszerei, azok tér- és időbelisége

13. táblázat: Az ÖSz-ek mintaterületi értékeléséhez használt modellek áttekintése

		Ökoszisztéma-szolgáltatás		
		Lefolyásmérséklés (Dombvidéki árvíz-kockázat-csökkentés)	Eróziószabályozás (Erózió elleni védelem)	Diffúz tápanyagterhelés szabályozása (Szűrés)
Hol vizsgáljuk?		Dombvidék	Dombvidék	Dombvidék
Mi a szolgáltatás?		Dombvidéki vízgyűjtőkön kialakuló lefolyásmérséklése	Az erózió által elszállítható hordalék mennyiségének csökkentése	Foszfor (P) – a felszínen mozgó foszforformák visszatartása
Szint: Országos módszer	Alap változat	Szakértői súlyozás, ami csak a növényzet hatását írja le.	USLE egyenlet, C-tényező	Szakértői súlyozás, ami csak a növényzet visszatartó hatását írja le.
	Továbbfejlesztett változat	Szakértői súlyozás, ami a növényzet mellett a talaj és domborzat hatását is leírja.	Szakértői súlyozás, ami a növényzet mellett a talaj és domborzat hatását is leírja.	Szakértői súlyozás, ami a növényzet mellett a talaj és domborzat hatását is leírja.

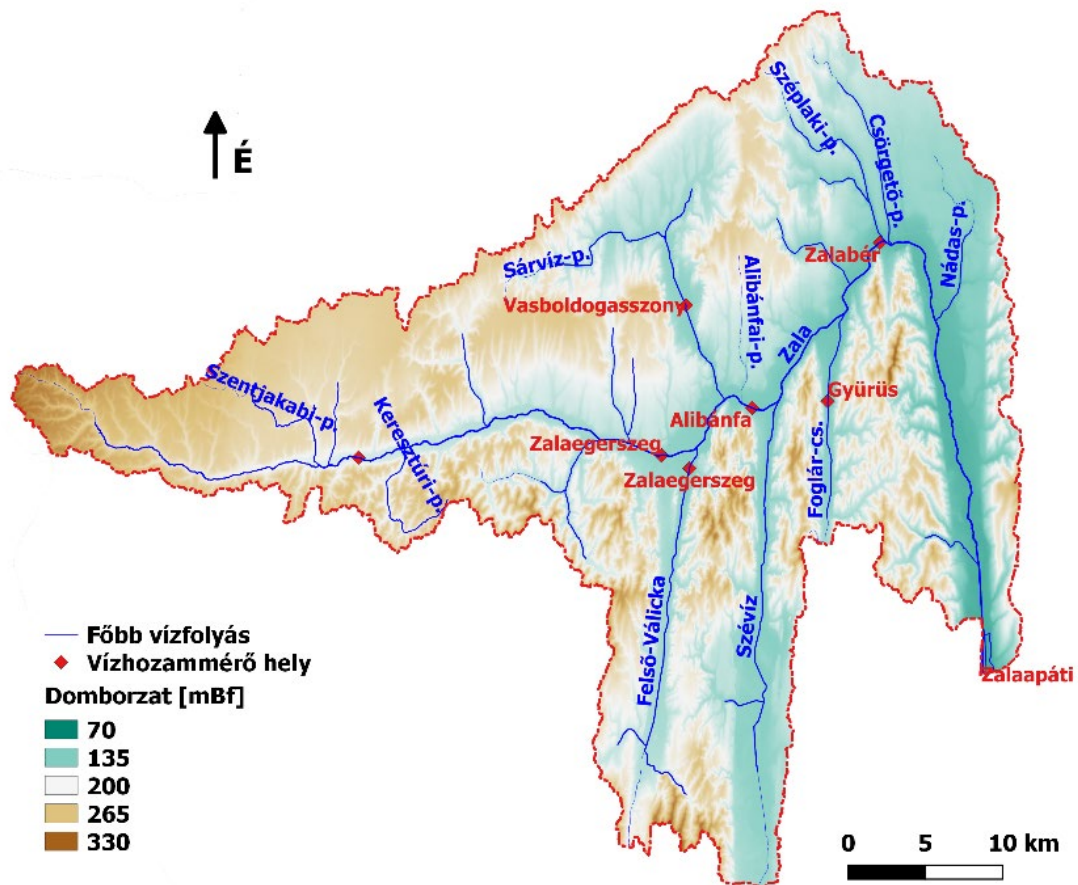
	Ökoszisztéma-szolgáltatás		
	Lefolyásmérséklés (Dombvidéki árvíz-kockázat-csökkentés)	Eróziószabályozás (Erózió elleni védelem)	Diffúz tápanyagterhelés szabályozása (Szűrés)
Szint: Statikus GIS alkalmazás	InVEST 'Seasonal water yield': a térképi cellák évszakos hozzájárulása a teljes vízgyűjtő vízhozamához	InVEST 'Revised USLE' egyenletre és a domborzatból levezetett lefolyási hierarchiára alapuló Sediment Delivery Ratio (SDR)	InVEST A területhasználattól függő kibocsátásra/visszatartásra és a domborzatból levezetett lefolyási hierarchiára alapuló Nutrient Delivery Ratio (SDR)
Szint: Kalibrált dinamikus modellezés	SWAT A hidrológiai válaszegységek időben változó fajlagos lefolyása (felszíni és felszín alatti)	SWAT A hidrológiai válaszegységek időben változó, modified-USLE egyenlettel számolt fajlagos hordalékkibocsátása	

3.1.2. Zala vízgyűjtő

A Zala vízgyűjtőről az Országos Vízgyűjtőgazdálkodási Tervezési dokumentumok (<http://www2.vizeink.hu/details.php?alegyseg=4-1>) alapján a következő rövid jellemzés adható.

3.1.2.1. Földrajzi elhelyezkedés, domborzat

A Zala a Balaton legnagyobb befolyója, mely a XVIII. – XIX. századi lecsapolási munkák óta Keszthely-Fenekpusztánál torkollott legnagyobb hazai tavunkba. Ezen a helyzeten a Kis-Balaton vízvédelmi rendszer (KBVR) 1985-ben kezdődő kialakítása változtatott. A duzzasztással, melynek célja a Balaton vízminőségének javítása volt, a Zala alsó 20 km-es szakasza a Kis-Balaton részévé vált. Tekintettel ezen területek és vízgyűjtőjük speciális vízháztartási, vízminőségi folyamataira, tanulmányunkban a Zala-vízgyűjtő Zalaapáti fölötti, mintegy 1530 km² területű vízgyűjtőjét vizsgáljuk (40. ábra).



40. ábra: A mintaterület domborzata, főbb vízfolyásai és a vízhozammérő helyek.

A vízgyűjtő nagyrészt a nyugat-magyarországi peremvidék része, Zala és Vas megye területén helyezkedik el. A Zala két szerkezeti árokban alakította ki a völgyét. A folyó felső szakasza, amely a Vasi-Hegyhátat és az Alsó- Kemeneshátat választja el a Zala-dombvidéktől, a forrástól a zalabéri kanyarig tart. A Felső-Zala völgy az Ős-Rába elhagyott völgye, amelyet a középpleisztocén végétől a Zala formált. Legszembetűnőbb alakrajzi és szerkezeti-morfológiai vonása az „aszimmetrikus teraszos árok” jelleg. A völgyet már Őriszentpétertől a zalabéri kanyarig hordalékkúp teraszmaradványok szegélyezik. Jobb partja (északias lejtő) nagyon meredek, alámosott, számos fülkével és csuszamlással tarkított. Ezzel szemben a bal partot (délies kitétségű lejtők) kevésbé tagolt, hosszú lankás lejtők szegélyezik. Esése jelentős (1,5 m/km), de nem egyenletes, mert a mellékpatatok torkolatában nagy mennyiségű hordalék rakódik le.

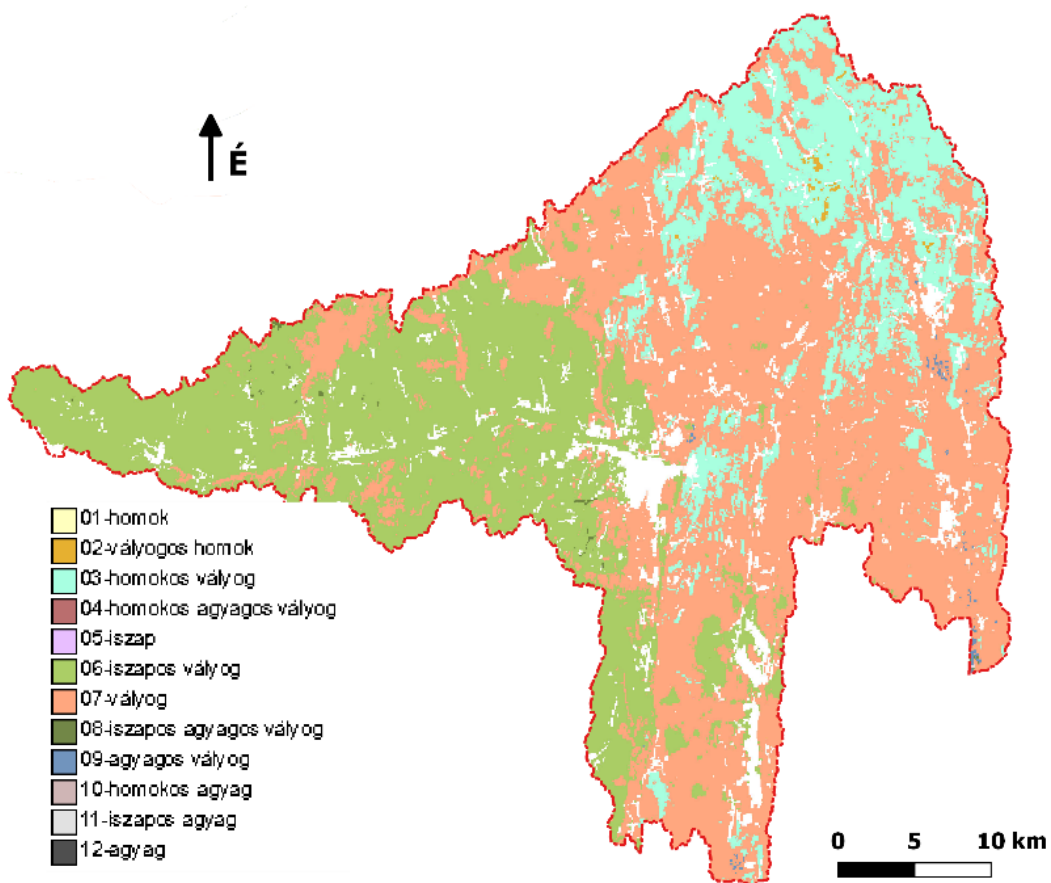
A zalabéri kanyarral kezdődő Alsó-Zala-völgy legjellegzetesebb alakrajzi vonása – a Felső-Zala-völgyhöz hasonlóan – a nagyfokú völgyaszimmetria, a jelentékeny völgszélesség (2-4 km) és –mélység (150-200 m), valamint a nagymértékű feltöltődés. A tágas völgy jobb partját (Ny-i oldal) völgy-vállmaradványokkal szegélyezett és rövid deráziós völgyekkel tagolt meredek, csuszamlásos lejtők jellemzik; ugyanakkor a balpartot 1-2 km széles, fokozatosan lealacsonyodó lejtők kísérik. E szakasz széles, feltöltött völgsíkkal rendelkezik és esése a folyás mentében jelentősen fokozódik. A mintaterület legmagasabb részei a nyugati határ közelében 330 mBf körüliek, míg a legalacsonyabbak az Alsó-Zala-völgyben 110 mBf körüliek.

3.1.2.2. Talajviszonyok

A vízgyűjtő terület uralkodó felszíntakarója az agyagbemosódásos barna erdőtalaj, melynek jellemzője a csapadékviszonyok miatti erőteljes kilúgozódás, valamint a lemosódott humusz és agyagfrakció következtében jelentős tömörödöttség.

A vízgyűjtő Ny-i peremén, az Őrségben a barna erdőtalaj az uralkodó. A nagy csapadékgyakorúság és a párás szubalpin klíma miatt a nem párologtató vízgazdálkodás a jellemzője, ami azt jelenti, hogy a talajokra több csapadék jut, mint amennyi onnan elpárolog. A kilúgozás, ami ennél a talajtípusnál a legkifejezettebb, a talaj egyéb tulajdonságait is befolyásolja. A humusz és agyagrészek lemosódása miatt a talaj tápanyag és szervesanyag szegény, a kötőanyagok hiánya miatt könnyen erodálódik. Sík felületén pangóvíz képződik, amelynek oka a nagy agyagtartalom. A talaj mélyebb rétegei ezért a bő csapadék ellenére sem kapnak megfelelő utánpótlást.

A mechanikai összetétel a homokos vályogtól az agyagig változik, emiatt vízgazdálkodásuk is elsősorban a mechanikai összetételtől, és a feltalaj szervesanyag (humusz) tartalmától függ. A völgyoldalakon gyakran bukkan a felszínre felső-pannonból származó törmelékes-homokos kőzet. A Zala és a nagyobb mellékvízeinek völgyét iszapos üledék borítja néhol 4-6 m vastagságban is. Jellemző talajtípusai a réti talajok. Mechanikai összetételük alapkőzet szerint változik aszerint, hogy lösz, tőzeg, vagy pannon talajon alakultak ki. A legújabb talajtérképek szerint a felső 30 cm fizikai talajfélesége a terület 51%-án vályog, 33%-án iszapos vályog, 15%-án homokos vályog (Pásztor, 2017). E három típuson kívül a vízgyűjtőn előfordul még vályogos homok, agyag vályog, valamint iszapos agyagos vályog (41. ábra).



41. ábra: A mintaterület talajtextúra-térképe. Adatforrás: <http://dosoremi.hu/>

3.1.2.3. Éghajlat

A vízgyűjtő éghajlata mérsékeltén hűvös – mérsékeltén nedves. Jellemzőit az határozza meg, hogy hazánkban ez az a terület, amelyik a legközelebb fekszik az Atlanti-óceánhoz és viszonylag közel helyezkedik el az Adriához. Az ország többi területéhez képest itt tehát kevésbé érvényesül a kontinentális hatás. A felhőzet évi átlaga 65-55 % közé esik, a borultság mértéke Ny-ról K felé haladva csökken. A napsütéses órák száma 1900-2000 óra évente. A januári középhőmérséklet a vízgyűjtő legnyugatibb felén -1,5 és -2,0 °C között változik, K-i felén -1 °C -ig sem süllyed. A júliusi középhőmérsékletek sokéves átlaga nyugatról kelet felé haladva emelkedik. Nyugaton 19,5-20,0 °C, a vízgyűjtő többi (nagyobb) részén pedig 20,0-20,5 °C közötti.

A Zala vízgyűjtője csapadékban gazdag, évi összege nyugaton 800 mm fölött, kelet, északkelet felé haladva erősen csökken, s a terület K-i peremén 660 mm körüli értéket mérhetünk. A csapadék évi járására a június, júliusi maximum, a januári minimum, és az őszi másodmaximum a jellemző. A terület hóban gazdag: telente 40 – 50 hótakarós napra számíthatunk. A kialakuló hóréteg vastagsága a téli csapadékkal párhuzamosan Dél felé növekszik. Az átlagos maximális hóvastagság értéke Északon 25-40 cm között alakul. Uralkodó szele az Alpok eltérítő hatása és a táj dombvonulatainak É-D-i irányú elrendeződése miatt az É-i, második leggyakoribb szélirány a D-i. Az átlagos szélesség az Alpok szélvédő hatása miatt viszonylag csekély.

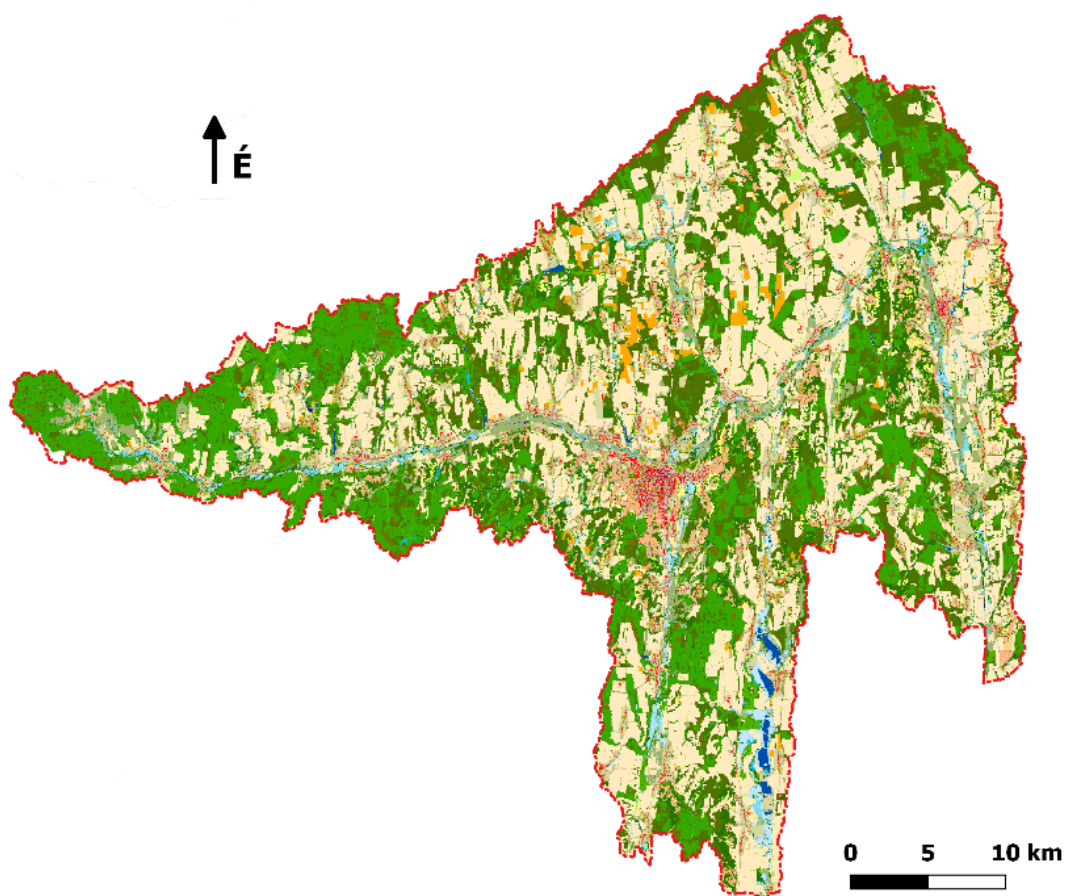
3.1.2.4. Vízhálózat

A Zala mai medre erősen magán hordozza a korábbi szabályozások nyomát. A vízfolyás hosszú szakaszai (lefelé haladva egyre összefüggőbbben) tulajdonképpen mesterséges vízfolyásszakaszok, amelyeket a XIX-XX. század során ástak ki, és az 1950-60-as években hoztak újra rendbe. A meder szélessége 7–20 m, a víz mélysége 0,5–2,5 méter. A meder fenéke homokos és iszapos. A part 50–75 fokos lejtésszögű, s alacsony vízálláskor 2-4 méternyire magasodik a vízszint fölé. Már a Zala közepes árhullámai is kilépnek a kisvízi mederből: a Szentgyörgyvár feletti szakaszon a nyílt ártérre, az alatta levő töltésezett szakaszon pedig a viszonylag keskeny (mindkét parton 20-30 m széles) hullámtérre. A terület alaktani és földtani felépítésének megfelelően a talajvíz mélysége is különbözik a Zala völgyében és az azt szegélyező dombok alatt, így egységes összefüggő talajvízrendszerről nem beszélhetünk. A bennük kialakult és bizonyos határok között változó talajvízszint számos tényező függvénye (morfológia, földtan, időjárás). Általában 1 - 4 m-rel a terep alatt helyezkedik el.

A Zala völgyében a vízfelesleg Ny-ról K-re csökken. Az árvizek időszaka a kora nyár, a kisvízeké a nyár vége. A víz kémiaiag többnyire kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos jellegű. A rétegvizet feltáró fúrások elsősorban a völgytalpakon mélyültek. Többségük 100 méternél sekélyebb, kevés a 100-200 m közötti és csak elvétve fordul elő ennél mélyebb rétegvízűt.

3.1.2.5. Területhasználatok, növényzet

A mintaterület legnagyobb részén (42%-án) erdő illetve egyéb fás szárú növényzet található (42. ábra). A második legjelentősebb területhasználat az agrárterületek (38%). A mesterséges felszínek aránya 11%, míg a gyepterületeké 6%. Jelentős területet foglalnak még el a halastavak, völgyzárógátas tározók, tőzegtavak. A mintaterületen három város található: Zalaegerszeg (57.000 fő), Zalaszentgrót (6000 fő) valamint Zalalövő (3000 fő).



42. ábra: A mintaterület vegetáció-térképe az Ökoszisztéma-alaptérkép szerint (Agrárminisztérium 2019). Zöld: erdő; fakósárga: szántó; narancs: gyümölcsös, vörös: burkolt; rózsaszín: komplex művelésű területek; kék: víz és vizes élőhelyek.

3.2. Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés ÖSz - Lefolyás-szabályozás

Míg az országos módszertan becslés alapján közvetlenül azt a „szolgáltatást” adja meg, amit a növényzet/ökoszisztéma nyújt, az itt bemutatott modellek a (felszínen és felszínközeli) lefolyó víz mennyiségét számítják különböző (talaj, domborzat, növényzet, és egyéb) tényezők alapján. Mindkét alkalmazott modellnél egy növényzet nélküli („bare soil” – csupasz talaj) és egy növényzettel ellátott területhasználat eredményeit veti össze, ebből következtet az ökoszisztéma- szolgáltatására.

A lefolyás-mérséklés ÖSz-re vonatkozó országos értékelést (módszertant és eredményeket) a 2.1.2 fejezetben mutattuk be, mivel ott szükséges a további értékelés kialakításának megértéséhez. Ezért itt nem ismételjük, hanem csak a további két modell (InVEST, SWAT) leírásával folytatjuk.

3.2.1. InVEST – Seasonal water yield

Az InVEST modellben elérhető 19 modul közül a lefolyást szabályzó szolgáltatások térbeli változékonyságát leginkább a **Seasonal Water Yield (SWY)** írja le. A SWY

segítségével a csapadékeseményeket követő, gyors lefolyású, felszíni összegyülekezésből táplálkozó **árhullámok (Quickflow)** és a szárazabb időszakokat jellemző **alaphozam (Baseflow)** is leírhatók. Az SWY cella szinten számítja, hogy az adott egység milyen mértékben járul hozzá a vízgyűjtő hozamához. A modell statikus, hosszabb időszakok (5, 10, 20 éves intervallumok) jellemzésére célszerű alkalmazni, ugyanakkor lehetőséget nyújt az időszakon belül tapasztalható, hónapok közötti változékonyság bemutatására is.

A módszer egy cella szintű vízmérleg számításból indul ki. Adott cella esetén a **Curve Number (CN, 30-100 közötti szám; minél nagyobb, annál nagyobb a lefolyási potenciál; a Curve Number cella szintű értéke függ a talaj típusától és területhasználattól)** alapján számszerűsíti, hogy a **csapadék milyen hányadban folyik le vagy szivárog be a talajba**. Ez alapján meghatározza a felszíni lefolyás (Quickflow) értékét, továbbá a csapadékot az aktuális párolgással, illetve a Quickflow-val csökkentve a helyi vízkészlet utánpótlást is (local recharge). A 'local recharge' mennyiségeket a domborzat (lefolyási hierarchia) mentén összegezve, megkapjuk az alaphozam értékeket.

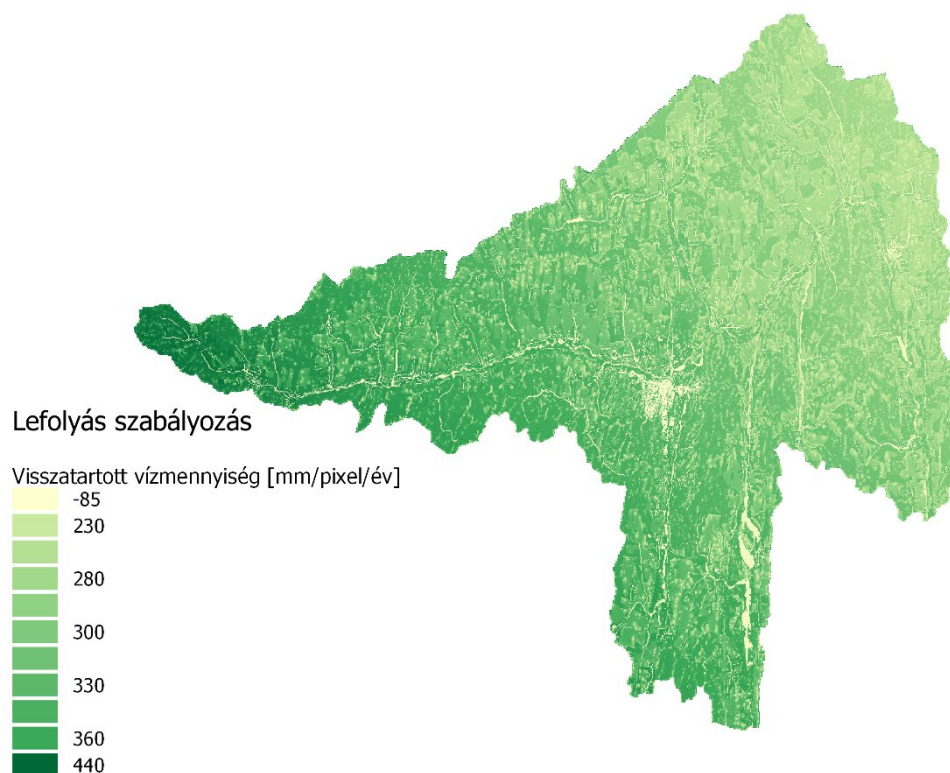
A lefolyáscsökkentés ÖSz számszerűsítését **két modell változat különbségeként értelmeztük: a Bare Soil (vegetáció nélküli felszín) változat eredményeiből vontuk ki az Ökoszisztéma alaptérkép felszínborítási viszonyaival futtatott változatot**. Így kaptuk meg azt, hogy a növényzet milyen mértékben tartotta vissza a vizet a mintaterület különböző részein (43. ábra). A két verzió mindössze a felszínborításában tért el, minden más bemeneti állomány változatlan volt. Az SWY-del így több lépésben meghatározott víz visszatartás a lefolyáscsökkentés ÖSz tényleges szintjeként értelmezhető. Fontos megjegyezni, hogy ez a lefolyáscsökkentés nem értelmezhető közvetlenül árvíz kockázat-csökkentésként, hiszen az árvíz kockázat mértékének a levonuló árhullámok nagysága, gyakorisága csak az egyik összetevőjét jelenti (az függ még az árvízvédelmi rendszer védőképességétől és a veszélyeztetett területek sérülékenységétől, gazdasági értékétől is). A vizsgálat időtartama 1981-2010 időszak volt.

Elvben a modell kalibrálására is lehetőség van: a vízgyűjtőn a vizsgált időszakban mért átlagos vízhozam értékéhez illeszthető a SWY által becsült vízhozam a Quickflow és a Baseflow mennyiségek adott szelvény feletti összegzésével. A modell beállítása a felszínborítás- és talajfüggő bemeneti adatok és paraméterek segítségével lehetséges. Első lépésben a modell területhasználattól függő (Curve Number, Crop coefficient) bemeneti adatait (14. táblázat) szakirodalmi ajánlások alapján vettük fel, míg az alfa, béta és gamma paramétereket a felhasználói kézikönyv ajánlása szerint állítottuk be. Az SWY által becsült éves átlagos vízhozam elfogadható hibával közelítette a Zalaapátinál mért értékeket, ezért a módszeres kalibrációtól eltekintettünk.

14. táblázat: Bemenő GIS adatok és azok forrásai

Megnevezés	Formátum	Felbontás	Forrás
Az időszakot jellemző havi csapadékösszeg (12 db)	Grid	1/6°	Dobor <i>et al.</i> (2014)
Az időszakot jellemző havi referencia párolgás (12 db)	Grid	1/6°	Dobor <i>et al.</i> (2014)
USDA hidrológiai talajcsoportok (1db)	Raszter	100 m	NRCS-USDA (2007)
Szivárgási tényező (1db)	Raszter	100 m	Tóth <i>et al.</i> (2018)
Felszínborítás (1db)	Raszter	20 m	Agrárminisztérium

				(2019)
Digitális domborzatmodell (1 db)	Raszter	25 m		OVF
Részvízgyűjtők határvonalai	Vektor	-		OVF
Curve Number	Táblázat	Területhasználati osztályonként definiált	NRCS-USDA (2007)	
Crop coefficient	Táblázat	Területhasználati osztályonként definiált	Allen <i>et al.</i> (1998)	



43. ábra: InVEST által becsült lefolyáscsökkentés (dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés) ŐSz térkép

3.2.2. SWAT

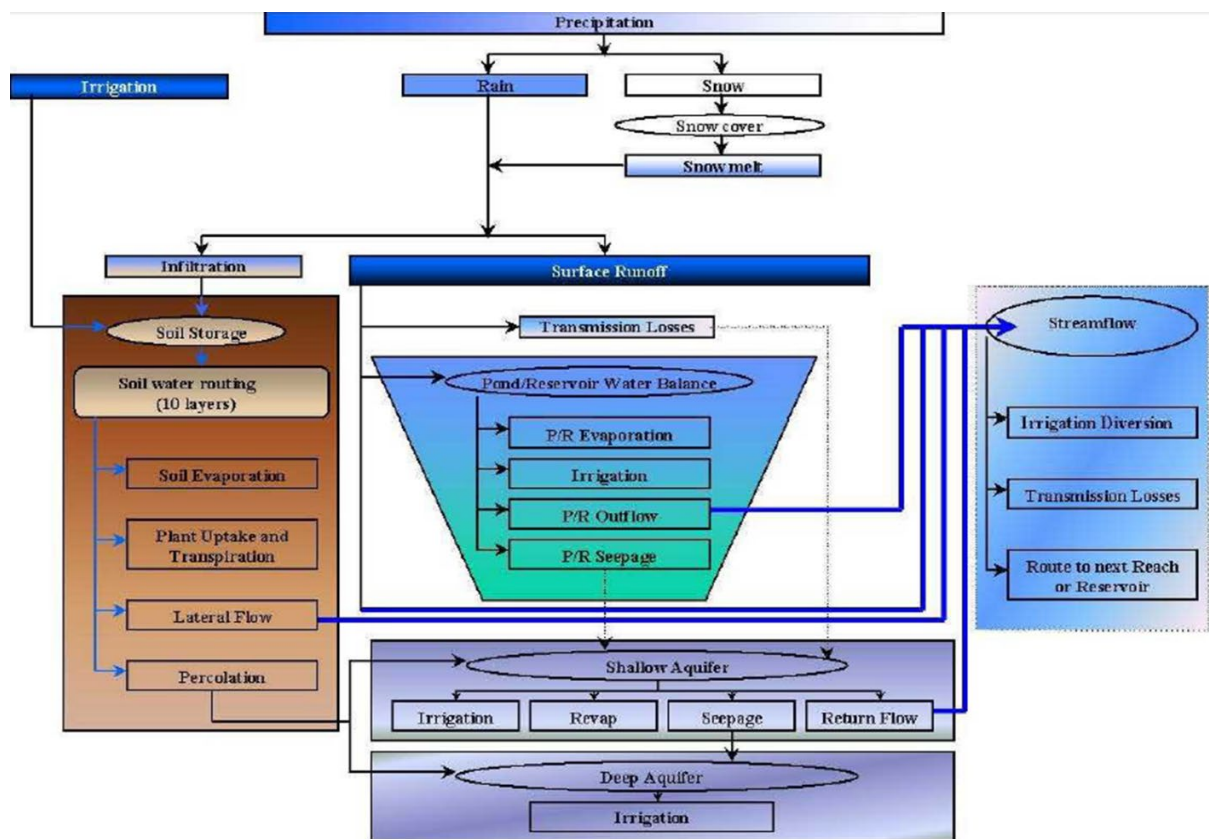
3.2.2.1. SWAT modell leírása

A SWAT (Soil and Water Assessment Tool, azaz talaj és víz vizsgálati eszköz) modell (Arnold *et al.* 1995) részben osztott paraméterű, félempirikus, vízgyűjtő hidrológiai és tápanyagterhelés modell, melyet az USDA Agricultural Research Centre (Egyesült Államok Mezőgazdasági Szervezetének Mezőgazdasági Kutató Intézete) készített a 90-es években. A modell által leírt hidrológiai folyamatok elvi sémáját a 44. ábra mutatja. A modell célja a

vízgyűjtő szintű vízkészlet- és talaj gazdálkodás támogatása. A SWAT rendkívül elterjedt, az utóbbi 3 évben a modellhez kapcsolódó publikációs adatbázis szerint közel 1200 publikáció született segítségével világszerte. A SWAT népszerűségének oka a jól kalibrálhatósága a napos időléptékű hosszú idejű számítások elvégzése mellett. Térbeli léptéke a kis-közepes vízgyűjtőtől a Duna vízgyűjtőig terjed, ez utóbbira is alkalmazták.

A hidrológiai modell az ún. **hidrológiai válaszegységek (Hydrological Response Unit, HRU)** koncepción alapul (Neitsch *et al.* 2011), mely a vízgyűjtőt hidrológiai értelemben **homogén részekre** bontja fel a **területhasználat, talajtípus és a felszín esése** alapján. Ezen válaszegységeken végzi el az adott napra vonatkozó **vízmerleg komponensek (beszivárgó, lefolyó, alaphozamként megjelenő és elpárolgó vízmennyiségek)** számítását. Energetikai alapú **párolgászámítást**, az USA-ban elterjedt **Curve Number (lefolyási görbe alapú)** lefolyászámítást számol. A **felszín alatti víz kezelése elnagyolt**, tapasztalati alapú, a felszín alatti vízkészlet változását követi ugyan, de nem valós talajvíz tükörrel számol. Több módszer is alkalmazható a mederbeli lefolyás számítására.

A modell sok paramétert (modell változót) tartalmaz, melyek mind kalibrálhatók, de a viszonylag fejlett, kifejezetten a modellhez írt érzékenységvizsgálati, autokalibrációs eljárásoknak (szoftvereknek, pl. SWAT CUP (Abbaspour, 2015)) köszönhetően a legérzékenyebb paraméterek (nagyságrendileg 10) segítségével is beállítható a modell.



44. ábra: A SWAT modell elvi felépítése

3.2.2.2. SWAT modell alkalmazásának módszertani ismertetése

A modellben a **vízvisszatartásra (dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés)** vonatkozó ökoszisztéma-szolgáltatást a **vízszállításból (water yield)** határozzuk meg. Ehhez két beállításban kerül futtatásra a modell. **Növényzetmentes beállításban** egy referencia állapot

kerül modellezésre, mely azt hivatott bemutatni, hogy hogyan alakulnának az egyes lefolyás komponensek abban az esetben, ha nem lenne felszínborítás. Ez egy fiktív számításnak minősül, mivel a modell kalibrációja a növényzettel borított állapotra vonatkozik, így az attól való drasztikus eltérés okozhat számítási pontatlanságokat, de mindenképpen jó iránymutatást ad arra vonatkozólag, hogy a vízmérleg hogyan alakulna ebben a feltételezett esetben.

A másik állapot, a jelenlegi felszínborítással modellezi a vízgyűjtő hidrológiáját. Az ökoszisztéma-szolgáltatás a két állapotban számított vízzállítások különbségéből adódik.

$$WY_{\text{ÖSZ}} = WY_{\text{ref}} - WY_{\text{act}}$$

ahol a $WY_{\text{ÖSZ}}$ a számolt ökoszisztéma-szolgáltatást, a WY_{ref} a referenciaállapotban számolt vízzállítást, a WY_{act} az aktuális növényborítás esetében számított vízzállítást jelenti.

HRU alapú megközelítés: a modell sajátossága, hogy **nem hierarchikus cella struktúrával**, hanem úgynevezett HRU („hydrological response units”, azaz hidrológiai válaszegység) alapon számolja a napi vízmérleget. Egy részvízgyűjtő esetében ugyanis egy napon belül jellemzően a teljes lefolyás megjelenik a mederben, így a mederbeli vízmozgás jól közelíthető ezzel a megközelítéssel. A HRU mögött az a gondolatiság áll, hogy a vízgyűjtő felosztható hidrológiai szempontból homogén részekre. Azaz függetlenül attól, hogy a részvízgyűjtő melyik pontján található az adott terület, az hasonló párolgást/lefolyást fog produkálni, mint egy ugyanolyan tulajdonságú pont a vízgyűjtő másik részén. Ezt a homogenitást három tulajdonságból deriválja a modell: felszínborítás, talajtípus és esés. Ezen tulajdonságok megfelelő térképi leképezésével tehát **hidrológiai értelemben azonos területeket lehet lehatárolni**. Ennek a fajta modell felépítésnek a hátránya a jelen feladat szempontjából az, hogy a HRU megközelítésnek köszönhetően az egyes térképi elemeken értelmezhető víz visszatartás /szűrés nem tud kumulálódni a lefolyási hierarchia mentén ellentétben egy cella alapú modellel. Előnye viszont az, hogy relatív nagy területet képes szimulálni ésszerű időkereteken belül (egy perc alatt számol több évet), mely lehetővé teszi a modell automatizált érzékenységvizsgálatát és kalibrációját sok száz (ezer) futtatásra támaszkodva.

CN szám alapú lefolyásbecslés: A fent leírt Curve Number módszer lényege az, hogy egy adott talajtípus adott felszínborítással rendelkező részén egy egyszerű függvény szerint határozza meg az adott napon a lefolyt víz mennyiségét. A talajban a víz vertikális beszivárgását szintén egyszerűsítve, azaz nem a jelenséget determinisztikusan leíró módszerrel (pl. Richards egyenlettel) határozza meg.

3.2.2.3. Modell felépítése

Az alkalmazott modell verzió

A modell felépítéséhez az ArcSWAT 2012 programcsomagot használtuk, mely az ESRI ArcGIS Desktop alá épül be. Ez a program végzi a SWAT modellhez szükséges input file-ok előkészítését, az ehhez szükséges térinformatikai műveleteket (vízgyűjtő lehatárolás, esés számítás, HRU készítés). A modellszámításokhoz a SWAT 2012 Rev627 modellverziót használtuk.

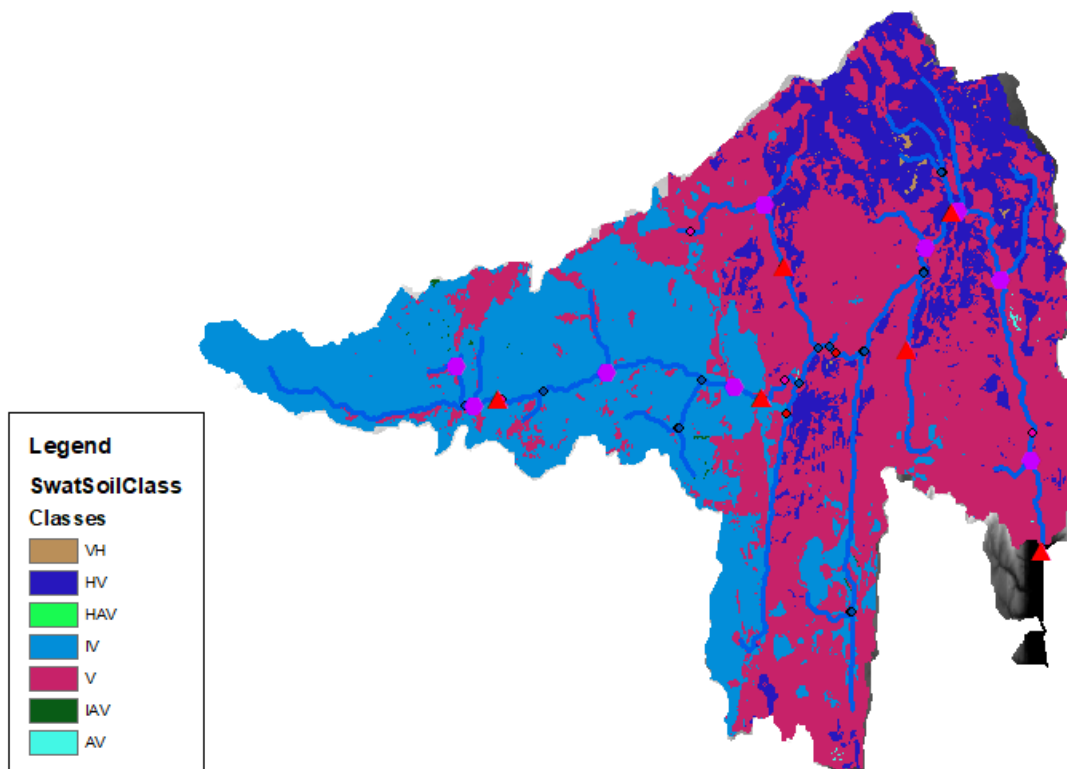
Felhasznált adatok

A Zala vízgyűjtő modellhez térinformatikai adatállományokra van elsősorban szükség ezek forrásait a 15. táblázatban foglaltuk össze.

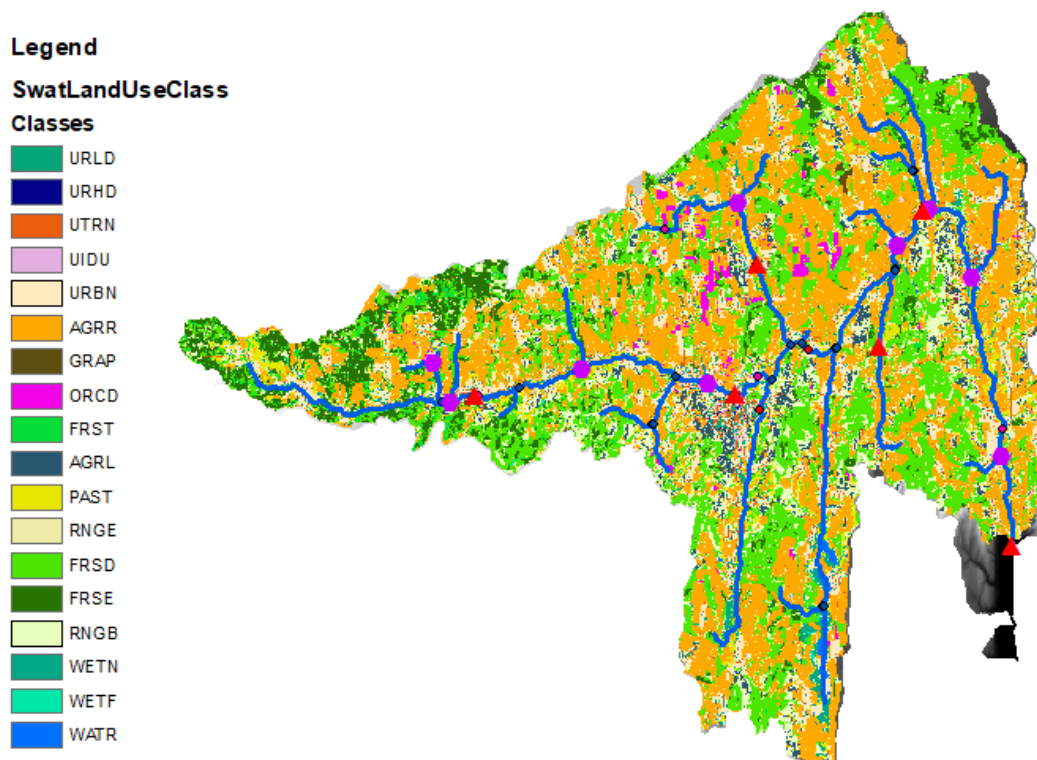
15. táblázat: A SWAT modellben felhasznált adatok áttekintése

	Elnevezés	Adatgazda
Domborzat modell	Országos hydrodem modell 50 m-es vízszintes felbontásban	Országos Vízügyi Főfelügyelőség
Vízhozam	Napi vízhozam adatsor	NYUDUVUZIG
Hőmérséklet, szél, relatív nedvességtartalom és globálisugárzás adatok	Napi adatok a Foresee adatbázisból	Open access http://nimbus.elte.hu/FORESEE/
Csapadék	Napi csapadékatatok 6 állomásra	NYUDUVUZIG
Vízminőségi adatok	Zalaapáti állomásra vonatkozó hosszú idejű adatsorok	NYUDUVUZIG
Talajadatok	DOSoReMI.hu EU-SoilHydroGrids	ATK TAKI
Felszínborítás	Ökoszisztéma-alaptérkép	Agrárminisztérium

A zalai mintaterületi modell tehát a domborzatmodellből generált esések, az Ökoszisztéma-alaptérképből egyszerűsített felszínborítás-térkép és a DoSoRemi talajtérkép felhasználásával készült el (45. ábra). Az ArcSWAT szoftver segítségével előállítottuk a vízfolyás hálózatot, azokat részvízgyűjtőkre bontottuk (46), majd elkészítettük a HRU fedvényt 3 esésosztály és 7 talajtextúra osztály, valamint 18 területhasználati kategória alapján. Ez utóbbihoz szükséges volt az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriák SWAT területhasználati kategóriáknak való megfeleltetése (46. ábra, 16. táblázat). Az első körben 3380 HRU keletkezett, mely egy nagyon minimális szűrés után 2826-ra csökkent. A szűrés alatt itt területi arány alapú szűrést kell érteni, ami annyit jelent, hogy az adott részvízgyűjtő területének 1%-ánál kisebb aránnyal rendelkező HRU-kat negligáltuk, azaz eltávolítottuk a modelltől (az így eltávolításra kerülő területeken a domináns HRU-k arányosan osztoznak).



45. ábra: A SWAT-ban alkalmazott talajtípusok térképe (VH - vályogos homok, HV - homokos vályog, HAV - homokos agyagos vályog, IV - iszapos vályog, V - vályog, IAV - iszapos agyagos vályog, AV - agyagos vályog)



46. ábra: A SWAT-ban alkalmazott területhasználati kategóriák térképe. A kategóriák jelentését és megfelelését az Ökosisztéma-alaptérkép kategóriáival ld. 15. táblázat.

16. táblázat: A SWAT felszínborítási kategóriák megfeleltetése a NÖSZTÉP Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriáinak

Alaptérkép kód	SWAT kód	Ökoszisztéma-alaptérkép felszínborítás neve	SWAT felszínborítás neve
1110	URLD	Alacsony épület	Ritkán lakott városi terület
1120	URHD	Magas épület	Sűrűn lakott városi terület
1210	UTRN	Szilárd burkolatú utak	Városi útfelületek
1220	UTRN	Földutak	Városi útfelületek
1230	UTRN	Vasutak	Városi útfelületek
1310	UIDU	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	Ipari területek
1410	URBN	Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal	Városi útfelületek
1420	URBN	Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül	Városi útfelületek
2100	AGRR	Szántóföldek	Szántóföldi növények
2210	GRAP	Szőlők	Szőlők
2220	ORCD	Gyümölcsösök, bogyósok és egyéb ültetvények	Gyümölcsösök
2230	FRST	Energiaültetvények	Vegyes erdőterületek
2310	AGRL	Komplex művelési szerkezet épületekkel	Általános mezőgazdasági területek
2320	AGRL	Komplex művelési szerkezet épületek nélkül	Általános mezőgazdasági területek
3110	RNGE	Nyílt homokpuszta gyepek	Gyepterületek
3120	PAST	Zárt gyepek homokon	Legelők
3200	RNGE	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	Gyepterületek
3310	RNGE	Szikkakibúvásokkal tarkított mészkedvelő gyepek	Gyepterületek
3320	RNGE	Szikkakibúvásokkal tarkított egyéb gyepek	Gyepterületek
3400	PAST	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	Legelők
3500	RNGE	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Gyepterületek

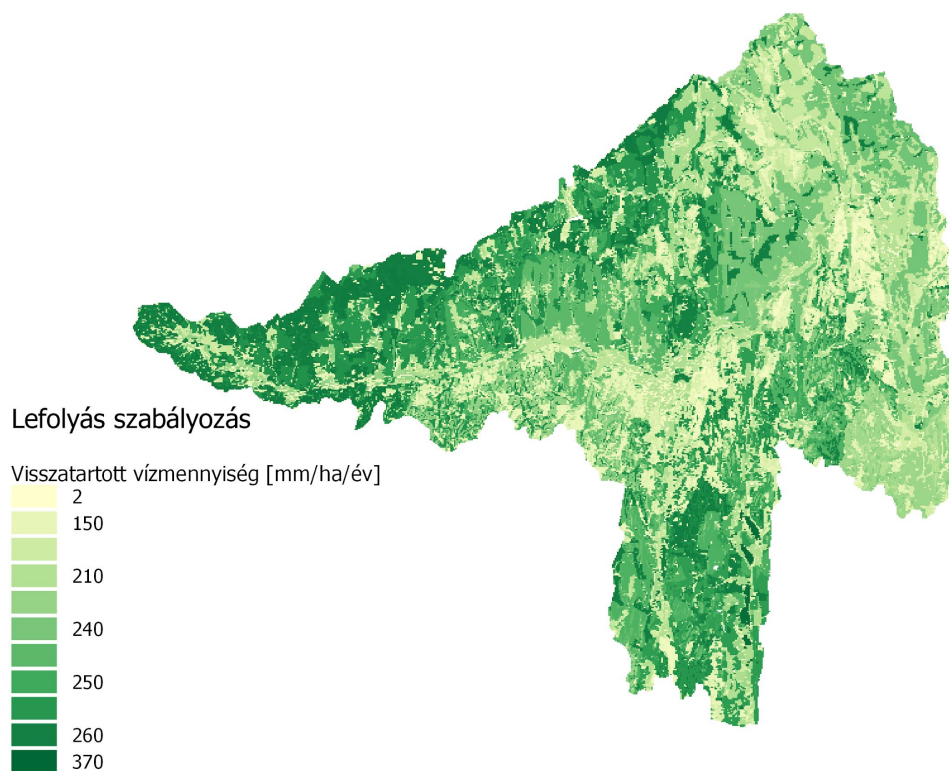
Alaptérkép kód	SWAT kód	Ökoszisztéma-alaptérkép felszínborítás neve	SWAT felszínborítás neve
4105	FRSE	Ny-Dunántúl erdei fenyvesei	Tülevelű erdők
4106	FRST	Ny-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lombos erdei	Vegyes erdőterületek
4101-4104, 4107-4404	FRSD	az összes többi erdő-kategória	Lombhullató erdők
4501	RNGB	Pusztavágás	Bokros puszták
4502	RNGB	Folyamatban lévő felújítás	Bokros puszták
4600	RNGB	Máshová nem besorolható fásszárú növényzet	Bokros puszták
5110	WETN	Vízben álló mocsári/lápi növényzet	Vizes élőhelyek (lágyszárú)
5120	WETN	Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek	Vizes élőhelyek (lágyszárú)
5200	WETF	Láp- és mocsárerdők	Vizes élőhelyek (erdő)
6100	WATR	Állóvizek	Vízfelület
6200	WATR	Vízfolyások	Vízfelület

3.2.2.4. Modell érzékenységvizsgálata, kalibrációja és validációja

A modell paramétereinek beállítását egy 10 éves időszakon végeztük el (2001-2010), melyből az első 3 év egy „warm-up” időszak, ami a modell kezdeti feltételekből eredő hibáinak kiküszöbölését jelenti. Az aktív kalibráció így egy 7 éves időszakon történt, amiben több csapadékos év is volt (pl. 2010). A kalibráció és validáció részleteit a **3. melléklet** mutatja be.

3.2.2.5. A lefolyáscsökkentés ŐSz a SWAT modell alapján

A zalai mintaterületre becsült **lefolycsökkentés ökoszisztéma-szolgáltatást** a 47. ábra mutatja. A mintázatból arra következtethetünk, hogy **az erdőkhöz hasonlóan a mezőgazdasági területek esetében is jelentős a vízvisszatartás** a nagy vízfelvétel és párologtatás következtében. Ez elsőre meglepőnek tűnhet, azonban a mezőgazdasági növények nagy szársűrűség mellett jelentős biomasszát növesztenek egy vegetációs periódusban, melynek során olyannyira intenzív vízfelvételt és párologtatást végeznek, hogy az még a téli, vegetáció-mentes időszakokkal kiátlagolva is jelentős. Ennek hátterében részben az a tény is áll, hogy a szántóföldi növények zöldtömegének tetőzése gyakran egybeesik a legcsapadékosabbnak számító június-július hónapokkal. Némileg kisebb ŐSz értékeket hoznak a referencia állapotban jóval jelentősebb víznyelésű, lazább talajjal rendelkező területek, ahol értelemszerűen a növények a talajok hatásaihoz képest relatíve kevesebb befolyással vannak a lefolyásra/visszatartásra.



47. ábra: SWAT modellel becsült lefolyáscsökkentés (dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés ŐSz) térkép

3.2.3. A módszerek összevetése a lefolyáscsökkentés modellezéséhez

- A legelső megközelítés (csak növényzet) és továbbfejlesztett változata (talaj és domborzati komponens is) között számottevő eltérésekre vezetett a mintaterületi számítás: a két további változó bevonásával lényegesen több információt nyújt az országos módszer arról, hogy adott felszínborítás milyen környezetben fejt ki hatását. Ez igaz az erózió és a diffúz tápanyag szabályozás esetén is.
- Bár az országos módszerben a terepre vonatkozó súlyszám révén érvényre jutnak a domborzati viszonyok (lejtés és a felvízi irányban található közvetlen részvízgyűjtő) az adott cella közvetlen közelében, a módszer nem ad számszerű információt a **teljes vízgyűjtőre kiterjedő lefolyási hálózat** mentén történő összegyülekezés mértékéről. Ez a SWAT esetén is hátrányt jelent, a hidrológiai fa mentén zajló **csapadékösszegyülekezést** a három értékelt módszer közül **egyedül az InVEST számszerűsíti**.
- Az **országos módszer** (MARTHA-H1D talajsúlyszámmal) és az **InVEST Seasonal Water Yield** modul eredményezte a leginkább **hasonló térbeli eloszlást**. Ezek alapján a lefolyásszabályozás ŐSz mértéke a Zala vízgyűjtő nyugati, dél-nyugati részein a leginkább jelentős, kelet felé haladva csökken. Ennek oka egyrészt a **talajtípus** térbeli változása: a nyugati régióra jellemző vályogos agyagot kelet felé haladva először vályog, majd homokos vályog váltja (41. ábra). Másrészt a **csapadékmennyiség** szintén csökkenő tendenciát mutat Ny-K irányban. Ez magyarázza az ŐSz esetében megfigyelhető mintázatot: a lefolyásképző és visszatartható vízmennyiség nyugat felé haladva növekszik, ami az ŐSz-t is „felértékeli”.

- Az InVEST-tel számolt **visszatartás mértéke** a csapadékos, erdős őrségi területeken eléri 440 mm/évet, az éves átlagos csapadékösszeg 60%-át. A visszatartás térben jelentős, több száz mm-es eltérést mutat, bizonyos helyeken pedig (pl. burkolt területeken) a növényborítás nélküli állapothoz képest kevesebb vizet tud helyben tartani a tényleges felszínborítás.
- A különböző felszínborítási foltok visszatartásai a SWAT esetében térnek el leginkább egymástól. Ugyanakkor a nagy és kis visszatartással jellemzett területek nehezen hozhatók összefüggésbe a helyi környezeti sajátosságokkal.
- Az InVEST és a SWAT eredményeket összevetve a nagyobb térbeli foltok közti eltérések mellett a kisebb térléptéken is különbségek adódnak. Ez a cellaalapú (InVEST) és a HRU alapú (SWAT) leírásmódokból adódik. Utóbbival a finom, cellaléptékű térbeli változékonyság nem reprezentálható.

A fentiek alapján a lefolyásszabályozás esetén javasoljuk a továbbfejlesztett változat (növényzet, talaj és domborzati komponens) alkalmazását az országos térképezéshez (ld. 2.1.2 fejezet).

3.3. Erózió-elleni védelem ÖSz - Eróziószabályozás

Az ökoszisztémák talajelhordást csökkentő képessége jól ismert és régóta kidolgozott módszerekkel közelíthető/modellezhető. Ha a növényborítástól eltekintünk, akkor a domborzat és a talajtípus, valamint a területre jellemző csapadékok ismeretében becsülhető az eróziós potenciál. Ezt képes befolyásolni, csökkenteni a növényzet, amelyet a széleskörűen használt USLE (egyetemes talajveszteségi egyenlet) növényborítottsági tényezőjével lehet legegyszerűbben figyelembe venni.

Az **országos módszertan** alapváltozatának lényege az **USLE modell alkalmazása a C-tényező újraparaméterezésével**. Utóbbi az Ökoszisztéma-alaptérkép élőhely-kategóriáinak szakértői értékelését jelenti az eróziómérséklő képesség szerint (8. táblázat). Ennek értelmében az országos módszertan egy aktuális és egy potenciális növényzet helybeli (cellaszintű) eróziógátlásban játszott szerepét azonosítja, **de a hordalék további sorsát (felszíni terjedési útvonalát) nem követi**.

Az erózió esetében is kísérletet tettünk az országos módszer alapváltozatának átdolgozására. Azt vizsgáltuk, hogy vajon a lefolyásszabályozás ÖSz-re bevezetett megközelítéssel megfelelően becsülhető-e az eróziószabályozás ÖSz is. Ezért a teljes USLE egyenlet helyett az alábbi összefüggést alkalmaztuk, amiben a C-tényezővel jellemzett vegetáció mellett megjelenik a már levezetett talaj és terep súlyszám is.

$$\alpha_{erózió} = \alpha_{veg,erózió} * \alpha_{talaj} * \alpha_{terep}$$

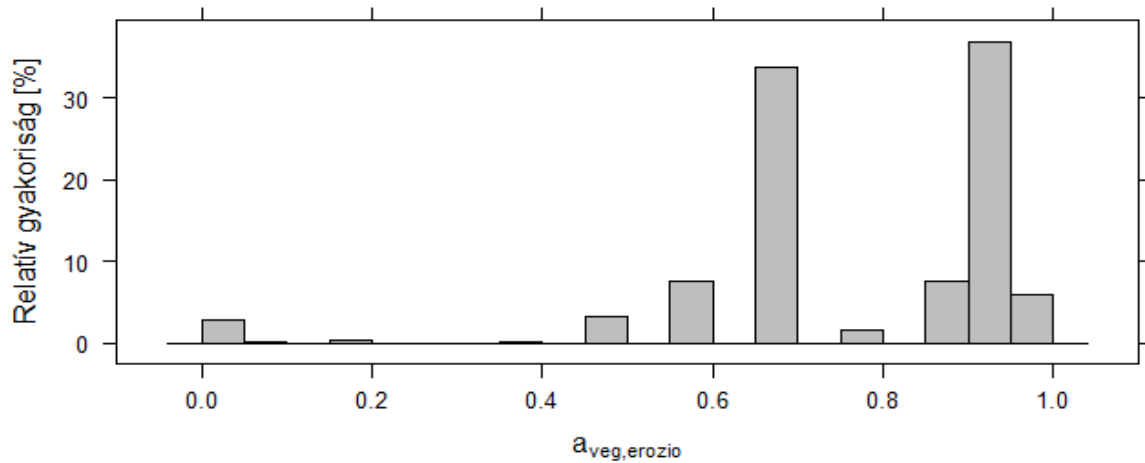
Ahol minden cellában

- az $\alpha_{erózió}$ a potenciális ÖSz mértékét (2. kaszkádszint) kifejező relatív arányszám {0;1}
- az $\alpha_{veg,erózió}$ a NÖSZTÉP-alaptérkép kategóriákhoz rendelt vegetációs súlyszám {0;1},
- α_{talaj} , illetve α_{terep} a helyi talaj- illetve domborzati viszonyokat jellemző tényezők {0;1};

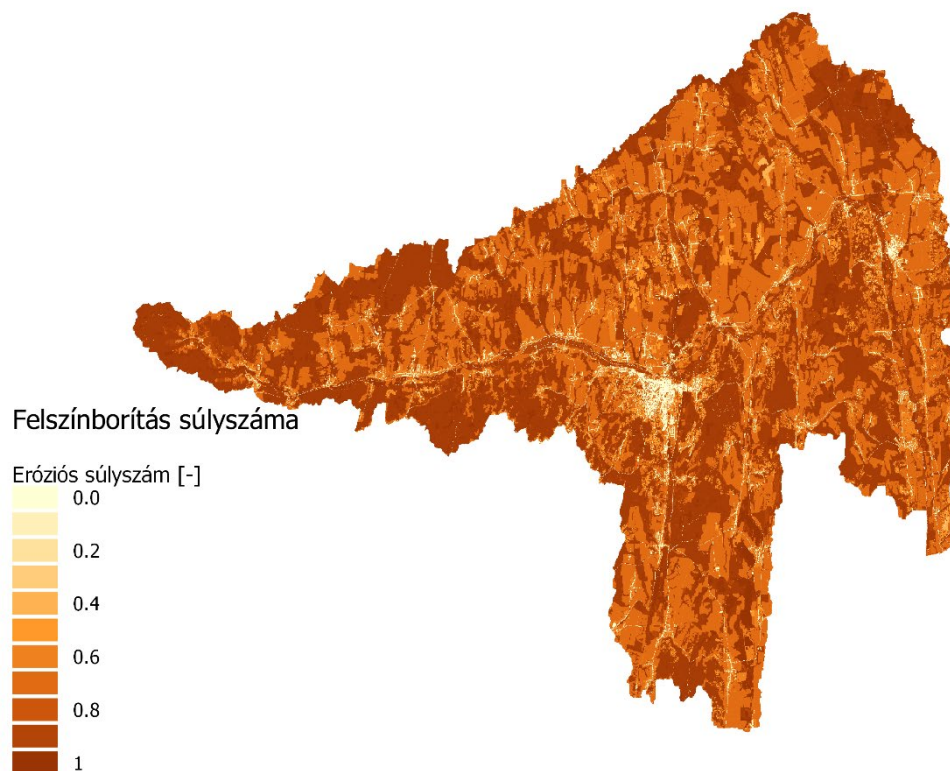
Az $\alpha_{veg, erózió}$ súlyszám a Hidrológia SzMCs által újraszámolt $C_{USLE,Nösztep}$ tényező függvénye:

$$\alpha_{veg,erózió} = 1 - C_{USLE,Nösztep}$$

A $C_{USLE,Nösztep}$ tényezőre elkészített szakértői becslés megtalálható a 8. táblázatban. Az ebből származtatott súlyszám hisztogramját és térbeli eloszlását a 48. ábra és 49. ábra mutatja be.



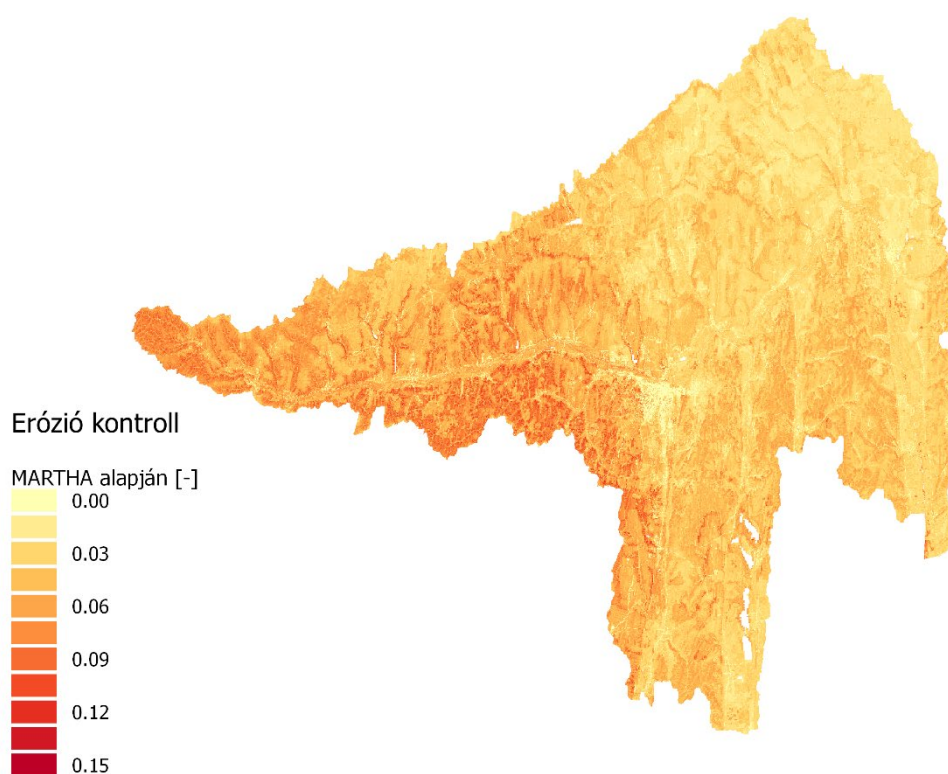
48. ábra: A felszínborítás erózió szabályozó hatását kifejező vegetációs súlyszám hisztogramja a mintaterületen. A tényező nagyobb értékei jelentősebb növényi visszatartást mutatnak.



49. ábra: A felszínborítás eróziószabályozást kifejező vegetációs súlyszám térképe. Minél nagyobb a szám (sötétebb színárnyalatok), annál több talajt tart vissza a növényzet.

3.3.1. Az eróziószabályozás ÖSz alternatív értékelése

Az erózió esetében kísérletet tettünk, hogy az Általános talajveszteségi egyenlethez (melyet az országos értékeléshez választottunk, ld. 2.2 fejezet) képest alternatívákat is megvizsgáljunk. Azt vizsgáltuk, hogy vajon a lefolyásszabályozás ÖSz-re bevezetett megközelítéssel megfelelően becsülhető-e az eróziószabályozás ÖSz is. Ezért a teljes USLE egyenlet helyett az alábbi összefüggést alkalmaztuk, amiben a C-tényezővel jellemzett vegetáció mellett megjelenik a már bemutatott talaj (MARTHA-H1D) és terep súlysúlyszám is. (50. ábra). A lefolyáscsökkentés ÖSz-hez hasonlóan a talaj súlysúlyszámok jelentősen befolyásolják az eróziószabályozás becsült térbeli alakulását.



50. ábra: Az alternatív módszertan alapján becsült hordalékviszatartás (erózió elleni védelem ÖSz) térkép – MARTHA-H1D megközelítés. Minél nagyobb a szám (sötétebb színárnyalatok), annál több talajt tart vissza az ökoszisztéma adott helyen (a talaj és a domborzat függvényében).

3.3.2. InVEST – 'Sediment delivery ratio'

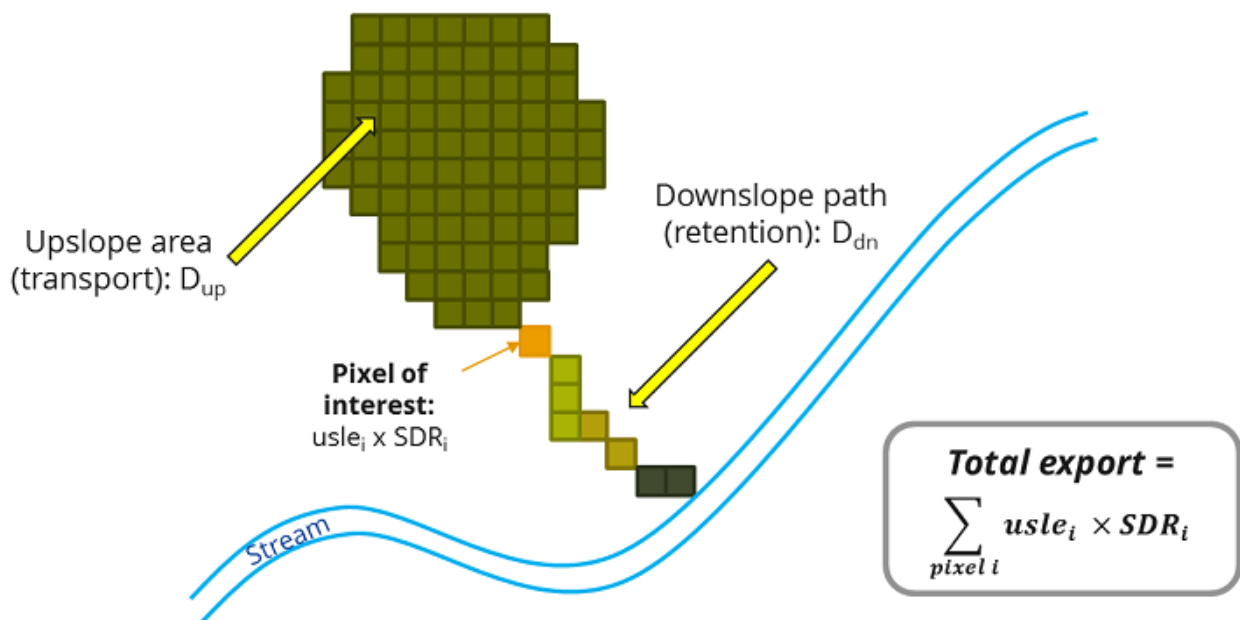
Az InVEST 'Sediment Delivery Ratio' (SDR) moduljával az eróziószabályozás ÖSz számszerűsítésére nyílik lehetőség a 17. táblázatban felsorolt bemenő adatok alapján. A módszer segítségével **nyomon követhető a hordalékképződés**, illetve azonosíthatók a potenciális lerakódási- és felhalmozódási helyek, valamint **a növényzet által visszatartott mennyiségek** is.

A modul a RUSLE1 (Revised USLE, az USLE képlet felülvizsgált változata) talajveszteség becslési egyenletén alapul, ugyanakkor a potenciális talajveszteség számításán

felül a lefolyási hierarchiát is figyelembe veszi. Cellánként meghatározásra kerül az éves jellemző talajvesztesség RUSLE1 segítségével, majd az adott egységet jellemző, domborzati, lefolyási adottságain (cella pozíciója a lefolyási útvonalon) alapuló Sediment Delivery Ratio mértékével csökkentjük a talajvesztesség hozamát (51. ábra). Az SDR mutató alapja a **kapcsoltsági index (IC)**, ami **az adott cella pozíciójától, illetve a befogadók és a források közötti elhelyezkedésétől, továbbá az alvízi- és felvízi vegetáció-típusoktól** függ (Borselli *et al.*, 2008). A magasabb kapcsoltsági mutató nagyobb lemosódási arányt von magával (ritka vegetáció vagy meredek lejtő), míg a kisebb értékek csekélyebb talajvesztéshez (dús növényzet vagy lokális mélyedés). A modell eredményeként **konkrét mennyiségeket** kapunk a **talajvesztesség mértékéről, cellánként**. A modell a vízfolyásként feltételezhető (Flow Accumulation értékük 1000-nél nagyobb) egységekre befogadóként tekint, azaz a vízfolyások hosszszelvénye mentén nem összegzi a hordalék mennyiségét, így kalibrálásra közvetlenül nincs lehetőség.

A RUSLE1 egyenlet cella szintű számításához a C (növénytermesztés és gazdálkodás tényezője) és P (talajvédelmi eljárások tényezője) tényezőket területhasználati osztályonként, míg az R (csapadék [eső] tényezője) és K (a talaj erodálhatósági tényezője) tényezőket raszteres formátumban kell definiálnunk. Az eső tényezőjét Deumlich és társai által 2006-ban publikált módszere alapján számítottuk az éves csapadékösszeg értékeinek alapján. A C és P-tényezők értékeinek meghatározását irodalmi javaslatokra és az InVEST mintaadatbázisára alapoztuk. A talaj erodálhatósági tényezőit, a DoSoReMI.hu (Pásztor *et al.*, 2018) adatbázis USDA textúra osztályai alapján határoztuk meg, irodalmi ajánlások alapján.

A szimulációt Bare Soil és Ökoszisztéma alaptérkép változatokban végeztük el, majd a különbségükből (Bare Soil – Ökoszisztéma alaptérkép) képeztük a **tényleges szolgáltatást, mint konkrét visszatartott talaj mennyiséget**.

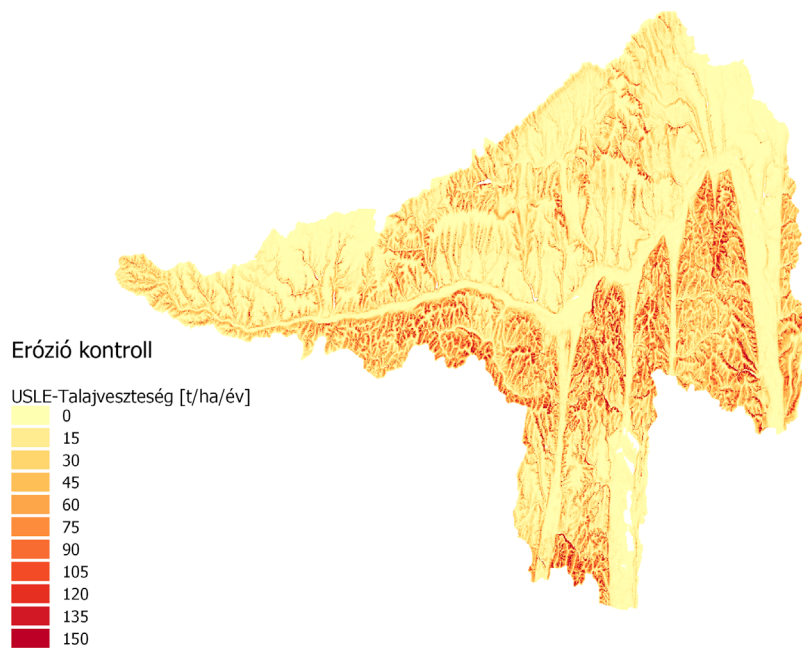


51. ábra: Az InVEST Sediment Delivery Ratio moduljának elvi felépítése (forrás: InVEST Felhasználói Kézikönyv)

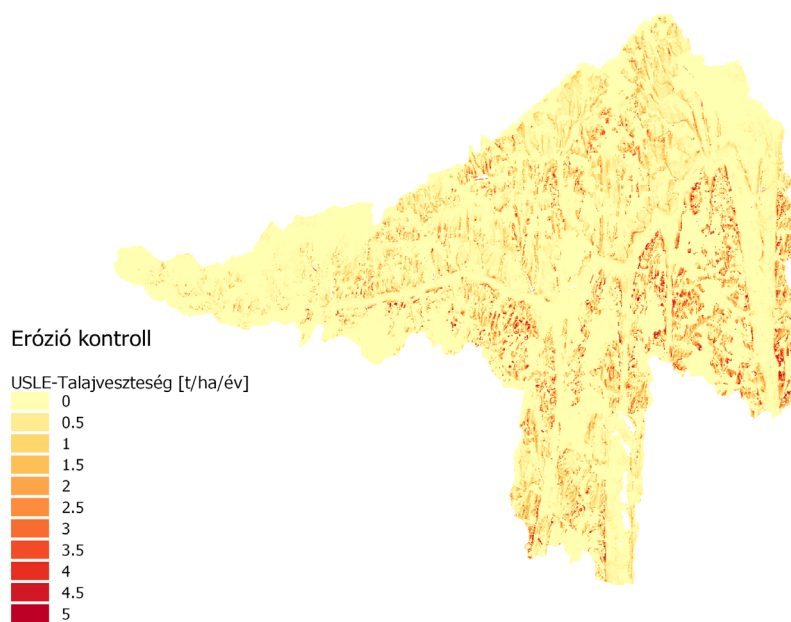
17. táblázat: Bemenő GIS adatok és azok forrásai

Megnevezés	Formátum	Felbontás	Forrás
Az időszakot jellemző éves csapadékösszeg	Grid	1/6°	Dobor <i>et al.</i> (2014)
Felszínborítás	Raszter	20 m	Agrárminisztérium (2019)
Digitális domborzatmodell	Raszter	25 m	OVF
Részvízgyűjtők határvonalai	Vektor	-	OVF
Talaj erodálhatósági tényezője (K)	Raszter	100 m	Pásztor <i>et al.</i> (2018)
Csapadék (eső) tényező (R)	Raszter	1/6°	Dobor <i>et al.</i> (2014)
USLE C és USLE P	Táblázat	Területhasználati osztályonként definiált	InVEST Guide User

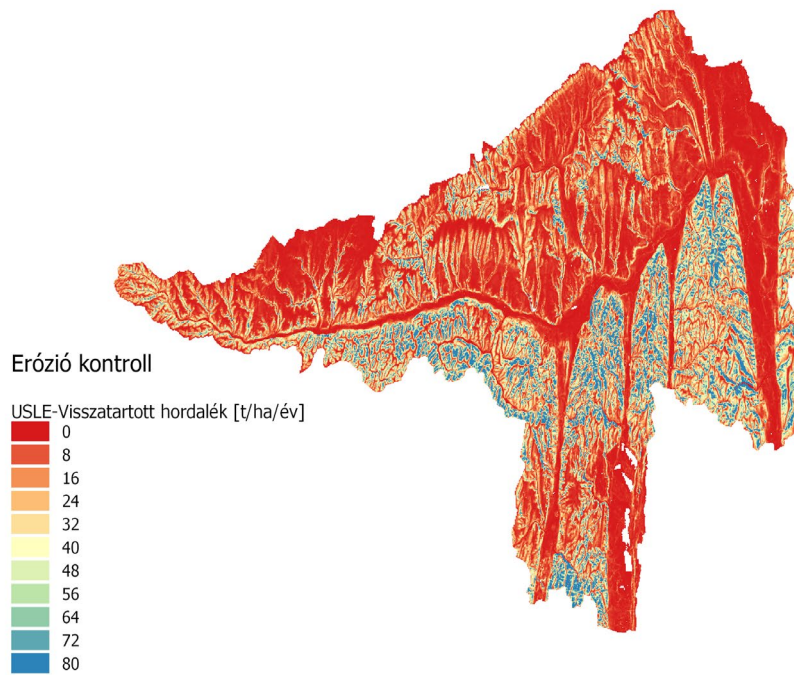
Az alábbi ábrák a számítás néhány köztes eredményét mutatják be: az 52. ábra a 'bare soil'-ra, az 53. ábra az Ökoszisztéma-alaptérképre elkészített talajvesztés becslés, majd az 54. ábra ezek különbsége, végül az 55. ábra a hordalékmozgást is figyelembe vevő hordalék visszatartás (felszíni degradáció elleni védelem) ÖSz.



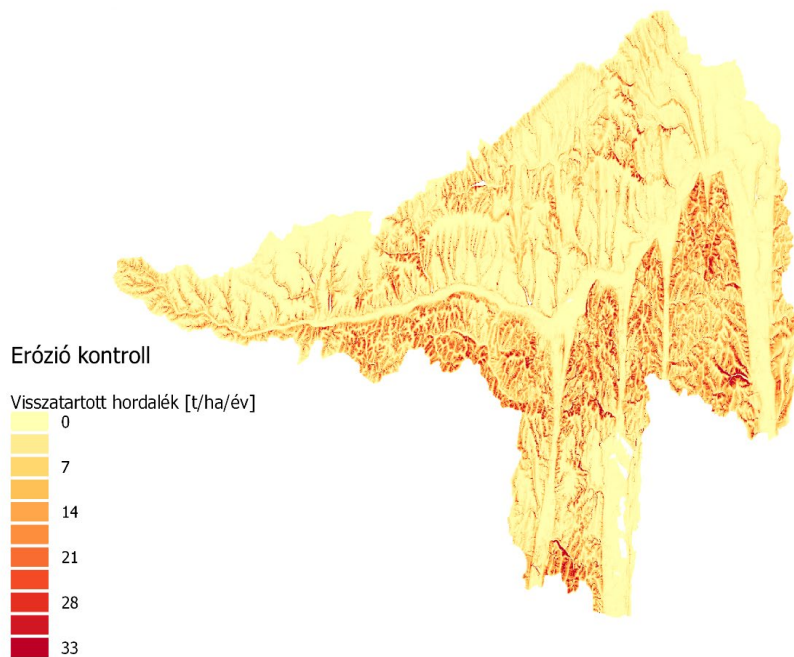
52. ábra: A bare soil (fedetlen talaj) felszínborításra számolt talajveszteség (USLE)



53. ábra: Az Ökoszisztéma-alaptérkép felszínborításra számolt talajveszteség (USLE)



54. ábra: A bare soil (fedetlen talaj) és az Ökoszisztéma-alaptérkép felszínborításra számolt talajveszteségek különbsége. A nagyobb értékek jelentősebb növényi visszatartást jelölnek.



55. ábra: InVEST-tel becsült hordalék visszatartás (erózió elleni védelem) ŐSz térkép

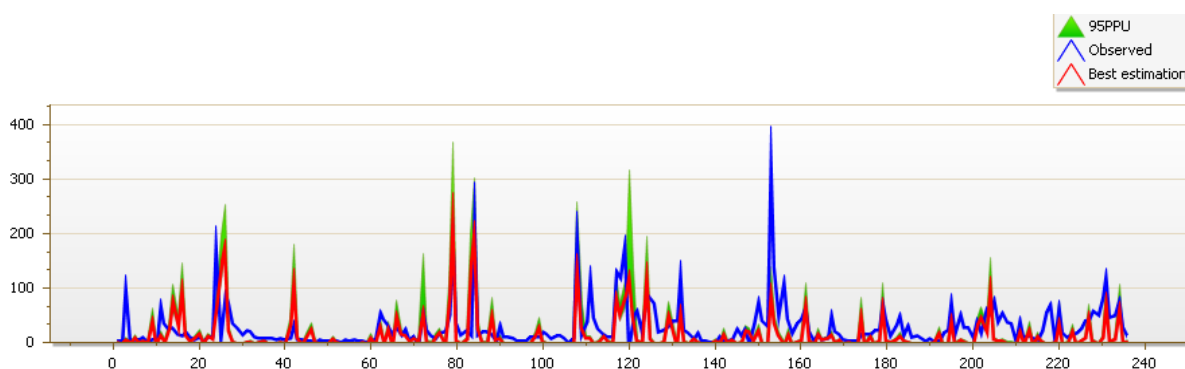
3.3.3. SWAT – hordaléktranszport (erózió elleni védelem)

3.3.3.1. A hordalékszámítás lényege

A modell eróziós modulja az ún. MUSLE módszertanon alapul (Modified USLE, Neitsch *et al.* 2011), mely az univerzális talajvesztés egyenlet módosított változata. Lényege, hogy a talajvesztést előidéző csapadékeseményt nem csak a csapadék energiájával, hanem az ennek következtében kialakuló maximális lefolyással ('peak runoff') is becsli. Az erodált talaj szemeloszlását (talajtextúrához tartozó átlagos szemcsenagyságot) is figyelembe veszi a textúra osztályok középértékével, melyet a különböző típusú víztestek (wetland, pond (kis tó), tározó és vízfolyás) esetében különböző mértékben kiülepít, így a szemeloszlás változását is leköveti a hordalék transzport során (Neitsch *et al.* 2011). Mivel a SWAT számol vízfolyásokon belüli hordalékmozgással is, így a számítási eredmények összevethetők a vízminőségi mérésekkel, vagyis a modell kalibrálható.

3.3.3.2. Kalibrációs eredmények

Hordalékhozamok számítása esetén a modell kalibrációjának fontos előfeltétele a vízhozam helyes becslése, különös tekintettel a felszíni lefolyásra, mivel ez a lefolyáskomponens felelős az erózióért. A kalibrációhoz a zalaapáti-beli mércénél állt rendelkezésre összes lebegőanyag mérés, mely azonban minden szárazanyagot magában foglal, beleértve a szervesanyagot, algabiomasszát is. Az összevethetőség így nem volt tökéletes. Ezt figyelembe kell venni az eredmények értékelésénél. Így elsősorban a nagyságrendi becslésekre koncentrálnunk. Az eredmények azt mutatják, hogy a modell nagy lefolyások esetében nagyságrendileg képes visszaadni a mért koncentrációkat (56. ábra), de nem jelenik meg minden nagy hordalékbecsülés esemény. A modell leginkább az alaphozami koncentrációkat becsli alul jelenleg, mely a fent említett szerves lebegőanyag problematikán túl inkább a mederanyag felkeveredésének modellezési hibáját tükrözi és nem a vízgyűjtőről származó hordalékot.

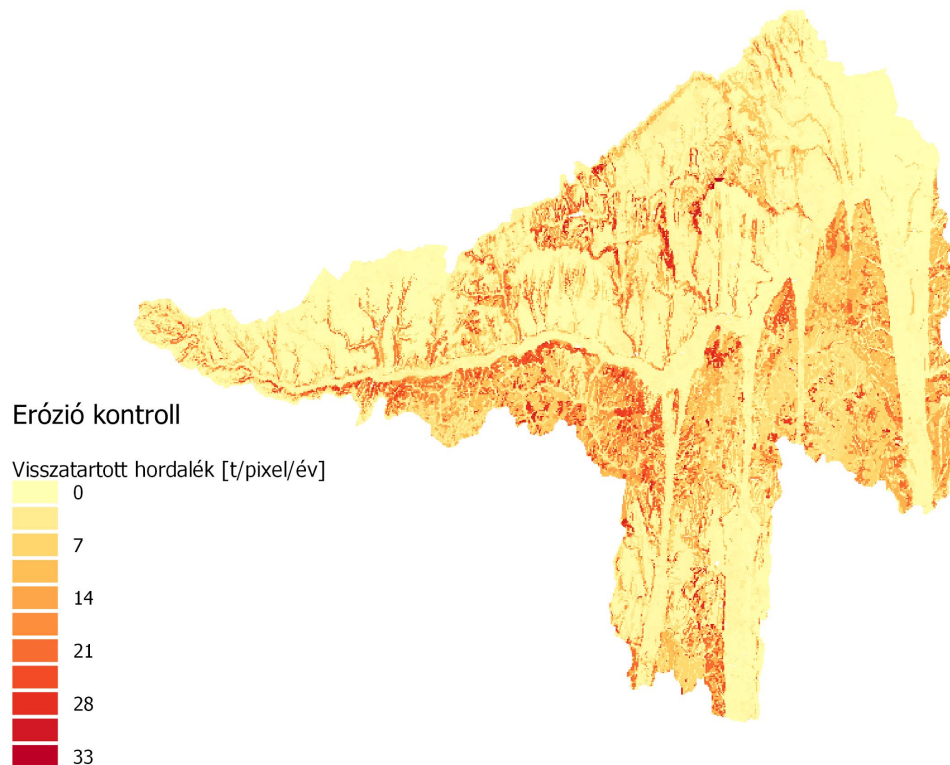


56. ábra: Lebegőanyag kalibráció eredménye a Zalaapáti szelvényre (Mért összes lebegőanyag vs számított lebegőanyag)

3.3.3.3. Az erózió elleni védelem ŐSz a SWAT modell alapján

Eróziószabályozás esetében a domborzati hatások erősebben dominálnak a SWAT modell eredményei alapján (57. ábra). A növényzet hatására jelentősen csökken a hordalék visszatartás szinte az egész vízgyűjtőn, de ott van a legjelentősebb visszatartás, ahol jelentős lenne az erózió fedetlenség esetében. Vagyis az eróziószabályozása ŐSz ott érvényesül leginkább, ahol megvan a növényi kapacitás és ahol jelentős az erózióérzékenység is. A

várakozásoknak megfelelően a fás állományok biztosítják a legjelentősebb abszolút visszatartást. Jelentős visszatartás adódott még a komplex művelési területekre is (23-as kód).



57. ábra: SWAT modellel becsült hordalék visszatartás (erózió elleni védelem 2023) térkép

3.3.4. A módszerek összevetése az erózió-szabályozás modellezéséhez

- A mintaterületi elemzés során kísérletet tettünk az eróziószabályozás egy egyszerű, alternatív értékelésének fejlesztésére, párhuzamban a lefolyásmérséklés modellezésével. Összevetve az USLE-alapú másik két eljárással kijelenthető, hogy ez nem bizonyult sikeres próbálkozásnak, ezért az eredeti elképzelést (USLE) javasoljuk országos szinten megvalósítani.
- Az InVEST és a SWAT modellek által becsült hordalék visszatartás relatív és abszolút értelemben is **hasonló térbeli** alakulást mutat. A becsült mennyiségek között jelentős (nagyságrendi) eltérés nincs. Ugyanakkor lokálisan adódnak nagyobb különbségek. Ezek jellemzően az erózióknak leginkább kitett területeken (pl. meredek domboldalak) jelentkeznek. Két kategóriánál tapasztalható kiugró érték: a 'Komplex területek' (23. kód) esetében, aminek elsősorban technikai magyarázata van: erre a típusra a két szoftverben eltérő területhasználati típusoknak megfelelő paraméterezést állítottunk be, mivel az elérhető lehetőségek közül ezek feleltek meg leginkább a komplex területnek (InVEST: „Complex cultivation”; SWAT: „General agricultural land”). A másik kivétel a 42-es kódú galériaerdő jelenti. A látszólag alacsony ÖSz-értéket a kis térbeli lefedettség (összesen 5 ha) és a mintaterületen belüli elhelyezkedés (sík területen, vízfolyás mellett, belterület közelében) magyarázza.
- A két modell által számított talajvesztések mintázatában a fő eltérést a HRU alapú megközelítés okozza a cella alapú megközelítéssel szemben. A HRU területi átlagokat jelenít meg, mely némileg eltérő mintázatokat eredményez.

- Mindkét eljárás esetén igaz, hogy a **cellán belüli talaj veszteség** becslése (ami az USLE által alkalmazott megközelítés) mellett **nyomon követik a hordalék további sorsát** is – igaz, módszertanilag lényegesen eltérő módon. Ez magyarázza azt, hogy helyenként (jellemzően a dombok völgytalpainál) miért becsül olyan magas hordalék visszatartást az InVEST.

3.4. Szűrés ÖSz - Diffúz tápanyagterhelés visszatartása

3.4.1. A diffúz tápanyag-terhelés szabályozás (szűrés) ÖSz az országos módszertan szerint

Az országos szinten kialakult megközelítés jelentős egyszerűsítéseket alkalmaz és csak szakértői becslésre alapuló, relatív számokkal jellemzi a növényzet által nyújtott ÖSz-t. Így a növényi szűrősávokra vonatkozó fontos adatok (pl. a sáv szélessége, a felettes vízgyűjtőhöz viszonyított aránya) nem jelennek meg. Az Ökoszisztéma-alaptérkép részletessége, a vízfolyások, víztestek megjelenése/elhanyagolása határozza meg ezen ÖSz-hatások térképi becslését.

A diffúz tápanyag-visszatartás (szűrés) ÖSz cellánkénti potenciális értéke – a lefolyásszabályozás ÖSz-el, valamint az eróziószabályozás ÖSz-el analóg módon – az alábbi képlettel számítható.

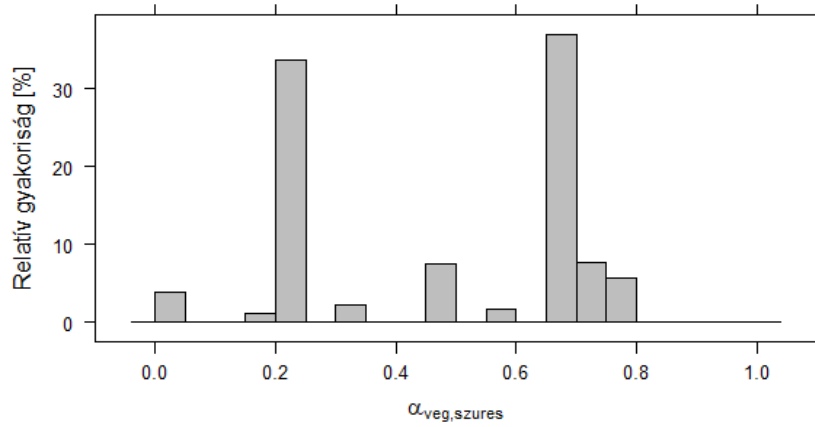
$$\alpha_{szűrés} = \alpha_{veg.szűrés} * \alpha_{talaj} * \alpha_{terep}$$

Ahol minden cellában

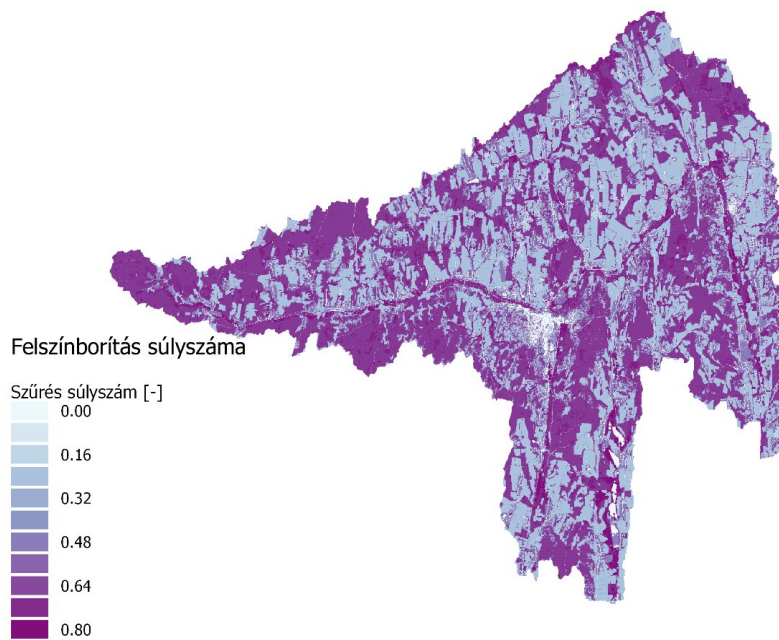
- az $\alpha_{szűrés}$ a potenciális ÖSz mértékét (2. kaszkádszint) kifejező relatív arányszám {0;1}
- az $\alpha_{veg.szűrés}$ a Hidrológia SzMCs által az Ökoszisztéma alaptérkép kategóriákhoz rendelt vegetációs súlysúlyszám {0;1}
- α_{talaj} , illetve α_{terep} a helyi talaj- illetve domborzati viszonyokat jellemző tényezők {0;1}; számításukat ld. a 3.1.3 – 3.1.4. fejezetekben.

Az $\alpha_{veg.szűrés}$ súlysúlyszámra elkészített becslés megtalálható a 18. táblázatban. A súlysúlyszám hisztogramját és térbeli eloszlását a 58. ábra és 59. ábra mutatja be a Zala vízgyűjtő területére.

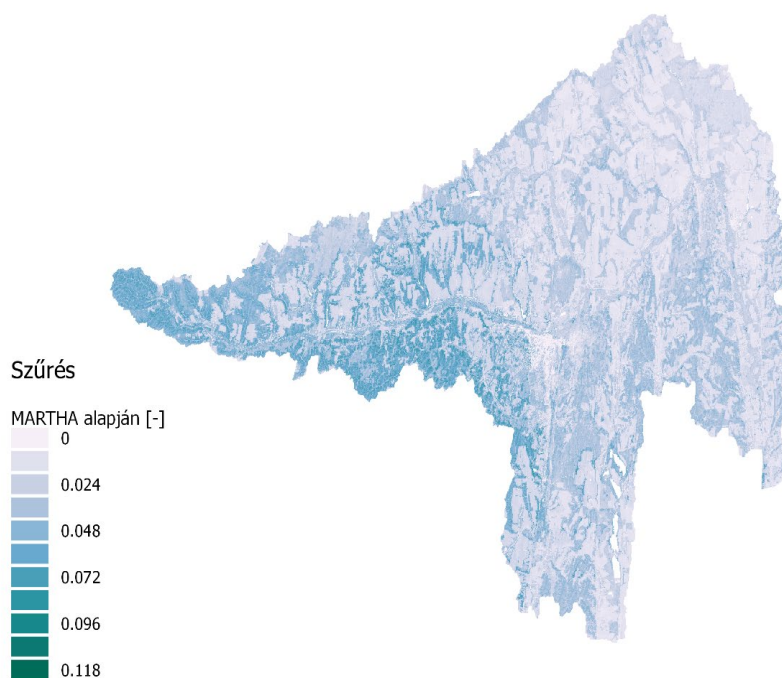
Az országos módszertan alapján a diffúz tápanyag szabályozás (szűrés) ÖSz-t a MARTHA-H1D (60. ábra) megközelítés alapján készítettük el. A lefolyáscsökkentés és erózió-szabályozás ÖSz-ekhez hasonlóan a talaj súlysúlyszámok jelentősen befolyásolják a diffúz tápanyag szabályozás becsült térbeli alakulását is.



58. ábra: A felszínborítás diffúz tápanyag szabályozó hatását kifejező vegetációs súlyszám hisztogramja a mintaterületen. A tényező nagyobb értékei jelentősebb növényi visszatartást jelentenek.



59. ábra: A felszínborítás diffúz tápanyagterhelés visszatartását kifejező vegetációs súlyszám térképe. Minél nagyobb a szám (sötétebb színárnyalatok), annál jobb a növényzet szűrőkapacitása



60. ábra: Az országos módszertan alapján becsült diffúz tápanyag szabályozás ÖSz térkép (MARTHA-H1D megközelítés)

3.4.2. InVEST – Nutrient delivery ratio

Az InVEST Nutrient Delivery Ratio (NDR) moduljának célja, hogy adott vízgyűjtőn térképezze, számszerűsítse a kibocsátott **tápanyagok (nitrogén és foszfor)** által keletkező terheléseket, valamint ezek transzportját a befogadó víztestekig. Továbbá lehetőség nyílik közvetlenül a növényzet által visszatartott tápanyag mennyiség, ezáltal a szűrés ÖSz számszerűsítésére. A modul ugyancsak statikus, felhasználása során hosszabb időszakok jellemzése lehetséges.

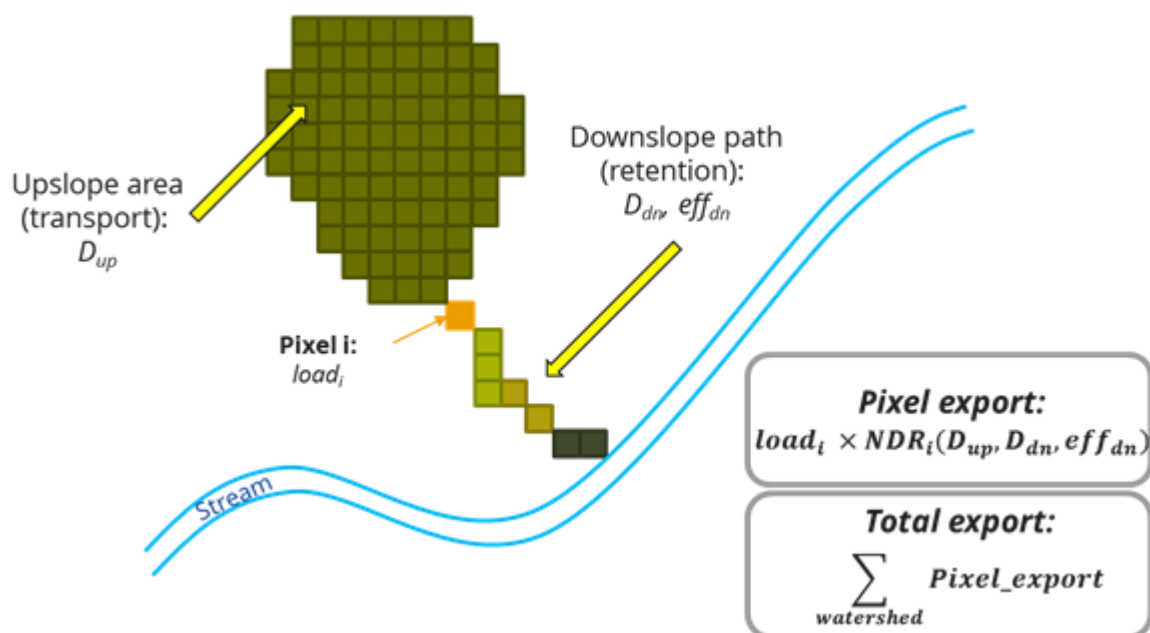
A módszer alapja az anyagmérleg megközelítés. A **kibocsátott tápanyag mennyiségek** a lehulló csapadék lefolyásának következtében különböző útvonalakon (felszínen és felszín alatt) a befogadó víztestekbe jut. A tápanyagok egy részét a lefolyás során a növényzet, illetve a domborzati, területhasználati és egyéb folyamatok visszatartják. Ezek közül a modell a növényzet, illetve a lefolyási hierarchia hatását veszi figyelembe.

A vízgyűjtőn keletkező kibocsátásokat csökkenti a növényzet és domborzat adta visszatartó tényezőkkel, cella szinten, majd lefolyási hierarchia szerint is (61. ábra). A **növényzet tápanyag visszatartó képességét** egy eltávolítási tényező írja le, mely az adott területhasználatra jellemző terhelést, a vegetáció által potenciálisan csökkenti. A modell a **lefolyási hierarchiát** is figyelembe veszi egy úgynevezett **kapcsoltsági tényezővel**, ami az adott cella alatti- és feletti területek lejtésviszonyától, illetve területhasználatától függ.

A kibocsátások, terhelések, illetve ezek hordalékhoz kötött és oldott arányai felszínborítási osztályonként definiálhatók. A **terhelésekre** vonatkozóan agrár- és városi területek, illetve legelők kivételével a **légtörő kiülepedésre** jellemző értékeket adtuk meg. **Agrárterületek** esetén **megyei nitrogénmérleg** adatokra alapoztuk a terhelésbecslést az Országos Vízgazdálkodási Terv diffúz tápanyagmisszió becslési módszertanára támaszkodva (Jolánkai *et al.*, 2015). Burkolt felületeken a területre jellemző légtörő kiülepedési érték kétszeresét, míg legelők esetén a másfélszeresét definiáltuk nitrogén vonatkozásában.

Foszforterheléseket, valamint a modell visszatartásra vonatkozó, területhasználat-függő paramétereit (maximum visszatartási arány, kritikus hossz, felszín alatti arány) a modell dokumentáció javaslatai szerint vettük fel (InVEST Felhasználói Kézikönyv).

A modell egyszerűsítései közé sorolható, hogy nem számol a nitrogén ciklussal, valamint a vízfolyásokra befogadóként tekint, így **a víztestekben lezajló folyamatokat nem veszi figyelembe**. A modell eredményeinek kalibrálására ennek okán nincs lehetőség.

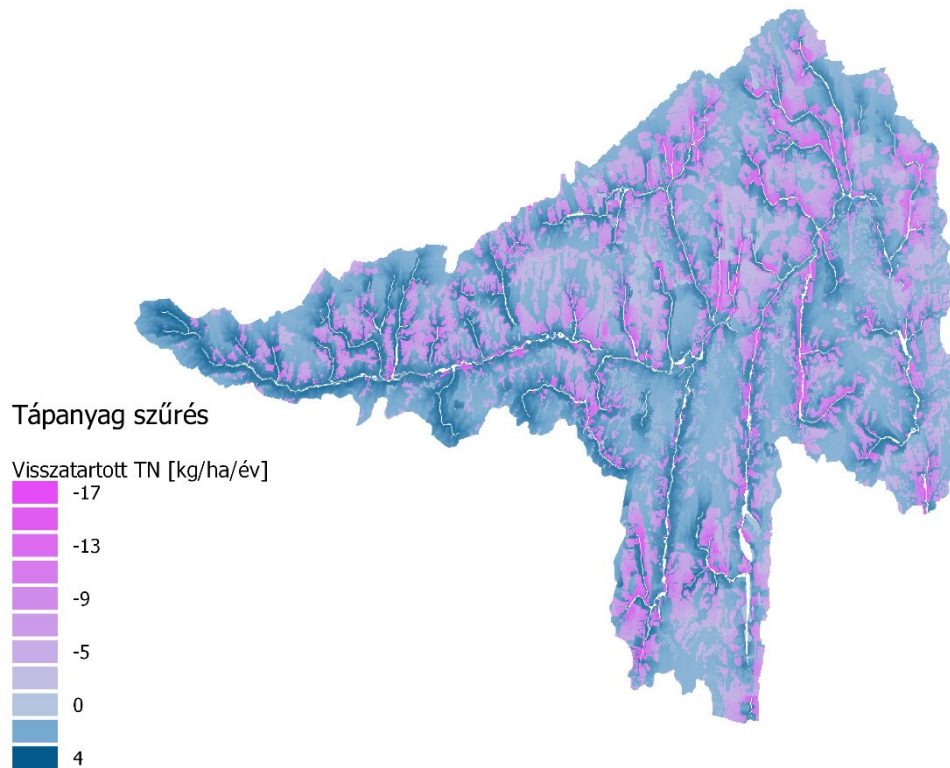


61. ábra: InVEST Nutrient Delivery Ratio (NDR) moduljának elvi felépítése (forrás: InVEST Felhasználói Kézikönyv)

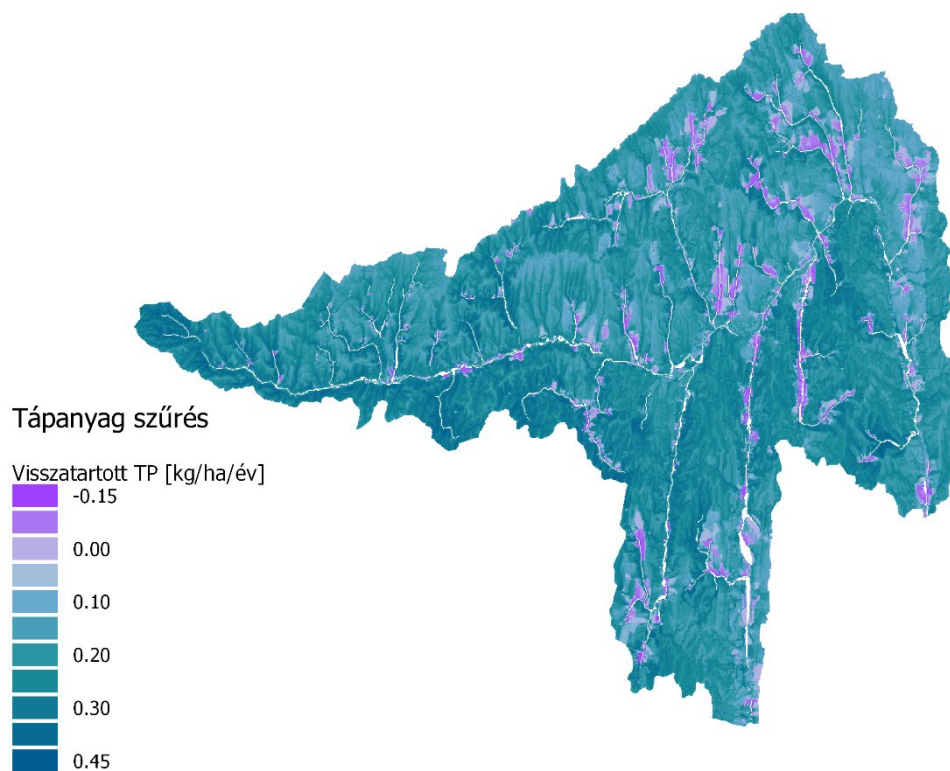
18. táblázat: Az InVEST Nutrient Delivery Ratio (NDR) modell bemenő adatigénye, azok forrásai

Megnevezés	Formátum	Felbontás	Forrás
Az időszakot jellemző éves csapadékösszeg	Grid	1/6°	Dobor <i>et al.</i> (2014)
Felszínborítás	Raszter	20 m	Agrárminisztérium (2019)
Digitális domborzatmodell	Raszter	25 m	OVF
Részvízgyűjtők határvonalai	Vektor	-	OVF
Tápanyag-terhelés (N,P)	Táblázat	Területhasználati osztályonként definiált	
Maximális visszatartási arány	Táblázat	Területhasználati osztályonként definiált	InVEST User Guide
Kritikus hossz	Táblázat	Területhasználati osztályonként definiált	InVEST User Guide

A NDR segítségével egyaránt számoltuk az összes nitrogén (TN, 62. ábra) és összes foszfor (TP, 63. ábra) visszatartás mértékét a lefolyás ÖSz esetében már bemutatott logika szerint: az ÖSz-t két eltérő felszínborítású modell változat (vegetáció nélküli és az Ökosisztéma-alaptérképre támaszkodó) különbségeként értelmeztük.



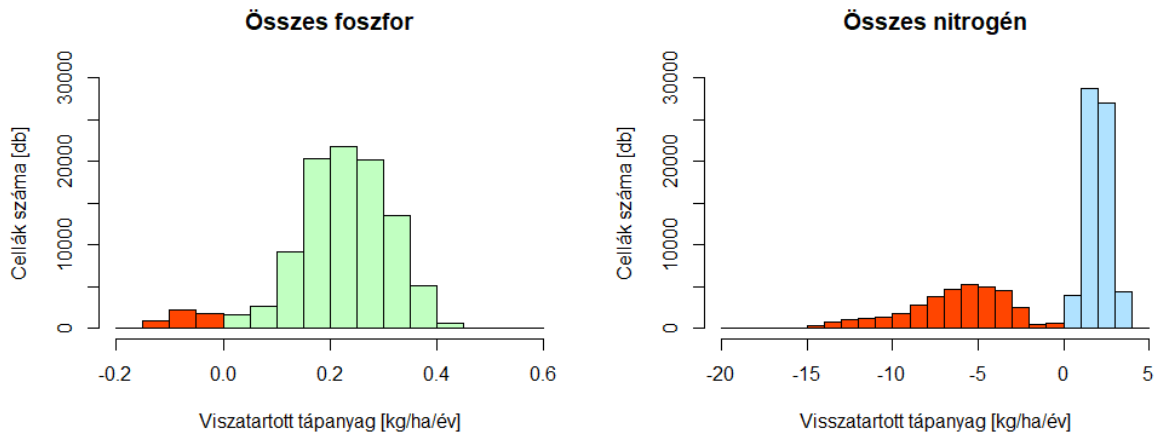
62. ábra: InVEST-tel becsült diffúz tápanyag-terhelés szabályozása ÖSz térkép (összes nitrogén visszatartás)



63. ábra: InVEST-tel becsült diffúz tápanyag-terhelés szabályozása ÖSz térkép (összes foszfor visszatartás)

A két tápanyag lényegesen különböző viselkedést mutat: bár TP esetén is megfigyelhető **negatív visszatartás** (fedetlen, műveletlen talajhoz képesti többlet **tápanyagkibocsátás**, lilás szín a térképen), ez a **TN-re** igazán **jellemző**. A vízgyűjtő mintegy negyedén a növényzet eredő tápanyag kibocsátáshoz vezet. A jelenséget az a becslés során tett feltevés magyarázza, miszerint az ugaron hagyott, növényzet nélküli talajfelszín (bare soil) nem kap külső tápanyag bevitelt, míg a természetett növénykultúrák esetén jelentős szerves/műtrágya kijuttatással lehet számolni. Így a **mezőgazdaságilag művelt területek** (elsősorban a szántók) **tápanyag kibocsátó helyként viselkednek**. A TN és TP közti markáns különbség oka az, hogy előbbi a **talajba szivároghva könnyebben mosódik be a felszín alatti vízbe**, mint a talaj felső rétegében adszorbeálódott **TP**, ami döntően a **talajerózió** útján hagyja el a területet.

Az eltérő terjedési sajátosságokat támasztja alá a 64. ábra is. Ezen jól megfigyelhető a fent leírt hatás: a TN esetében a negatív értékek (eredő tápanyag kibocsátással jellemzett cellák) lényegesen nagyobb számban és értéktartományon fordulnak elő, míg a TP-nél egyértelműen a tápanyag-visszatartás (pozitív értékek) a meghatározó.

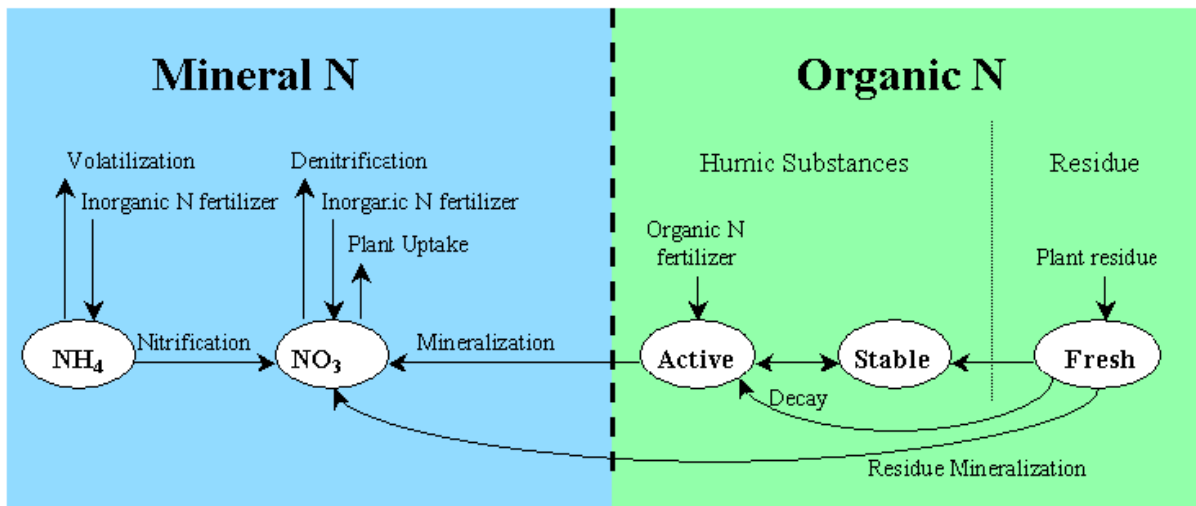


64. ábra: A visszatartott tápanyagok (TN és TP) hisztogramjai; a negatív visszatartás (piros oszlopok) tápanyag kibocsátásként értelmezendő

3.4.3. SWAT – diffúz tápanyag szabályozás

A SWAT modell az InVEST modellhez képest összetett módon kezeli a tápanyag transzportot, hiszen a SWAT modell a növényi növekedést is szimulálja, így fontos a talajban elérhető tápanyagok mennyiségének követése. Ehhez a SWAT mindkét makro-tápelemre egy egyszerűsített tápanyagciklust számol. Nitrogén esetében 5 nitrogén „raktár” („pool”) vesz figyelembe, melyeket 13 különböző folyamat alakít (65. ábra).

NITROGEN



65. ábra – A SWAT modell által figyelembe vett tápanyagforgalom és az 5 nitrogén „raktár” (ábra forrása: (Neitsch, 2009))

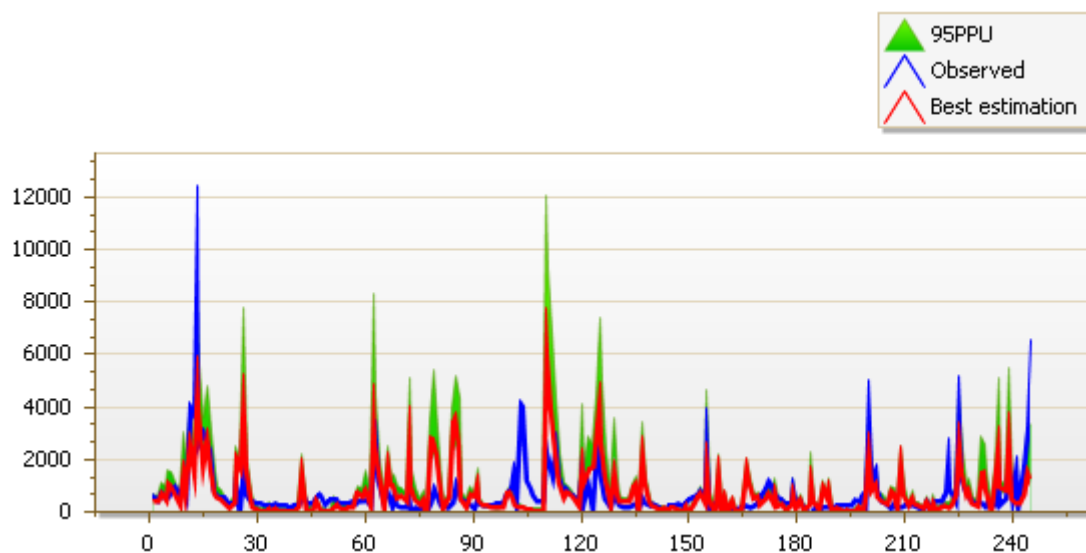
A raktárak kezdeti értékei persze ismeretlenek, így a modell egy általános alap-értékkel indítja a szimulációkat. Az egyes területhasználatokhoz tartozó adatbázisból veszi a jellemző növényekre vonatkozó paramétereket, a tápanyagfelvételtől az elhullajtott (ott hagyott) növény maradékig. A legnagyobb nitrogénbevitel a mesterséges trágyázás, mely jelen tanulmányban a modell saját számításai szerint alakul - tehát nem valós adatok alapján, hanem a növények számított/modellezett nitrogénigényének függvényében kerül adagolásra. Magyarán a modell nem feltételez nitrogén-túltrágyázást, sőt enyhe alultrágyázást számol. A

különböző modellezett folyamatokból azt tekintjük itt most „szűrés ÖSZ”-nek, ha a növényzet nitrogént tart vissza egy növényzet nélküli referencia-állapothoz képest.

A modell a felszíni, gyors és lassú felszínalatti lefolyási útvonalakkal számol. A különböző tápanyagok eltérő mértékben jelennek meg az egyes lefolyási útvonalakon. Nitrogén esetében elsősorban a felszín alatti nitrogén kimosódás dominál, míg a felszíni lefolyásban oldott formában és az víz-erózió általi lehordásban többnyire szerves (mindhárom formában, 65. ábra) formában jelenik meg. Meredekebb helyeken a felszíni lefolyás és az erózió, míg a kisebb esésű helyeken a felszín alatti lefolyások dominálnak, és ennek megfelelően inkább oldott N-ként.

3.4.3.1. Modell beállítás

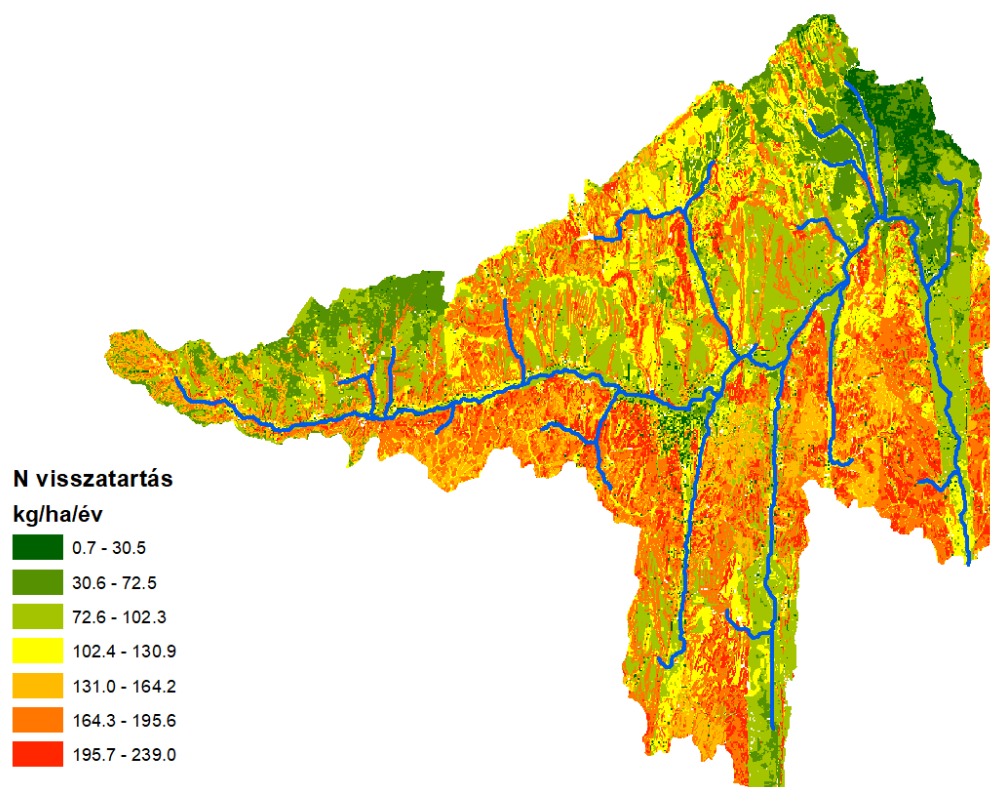
A modell kalibrációja az átlag tekintetében elfogadható (10% körüli anyagmérleg hibával), a szórás is hasonló pontosságú, de a napi ingadozásokat a modell mérsékeltten hozza ($R^2 = 0.33$, $KGE = 0.56$), de az éves kibocsátás becsléséhez ez nem feltétlenül szükséges. A modell pontosítását a trágyázási adatok pontosításával és a valós vetésforgók beiktatásával lehetne megoldani, melyhez a modellezési időszakból nem áll rendelkezésre elegendő adat. A modellt a 2001-2010-es időszakra futtattuk.



66. ábra – A nitrogén kalibráció napi szimulációval a Zalapáti szelvényre (Vízszintes tengelyen a mérések száma, függőleges tengelyen a szelvényen áthaladó $\text{NO}_3\text{-N}$ kg/nap-ban)

3.4.3.2. Eredmények

Az itt bemutatott eredmény a modell egy lehetséges kalibrációját mutatja be (**Hiba! A hivatkozási forrás nem található.**). A **referenciaállapotban**, mely egy **növényzet nélküli állapotot** tükröz, természetesen mindenhol negatív a mérleg, azaz több nitrogén távozik a területről, mint ami odakerül **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.**). A távozó nitrogén mértéke arányos a lefolyás mértékével, így a nagyobb esésű területeken 150-230 kg/ha/év nagyságrendű többletexport jellemző, míg a kis esésű folyóvölgyben 30-80 kg/ha/év-es deficit jellemző.

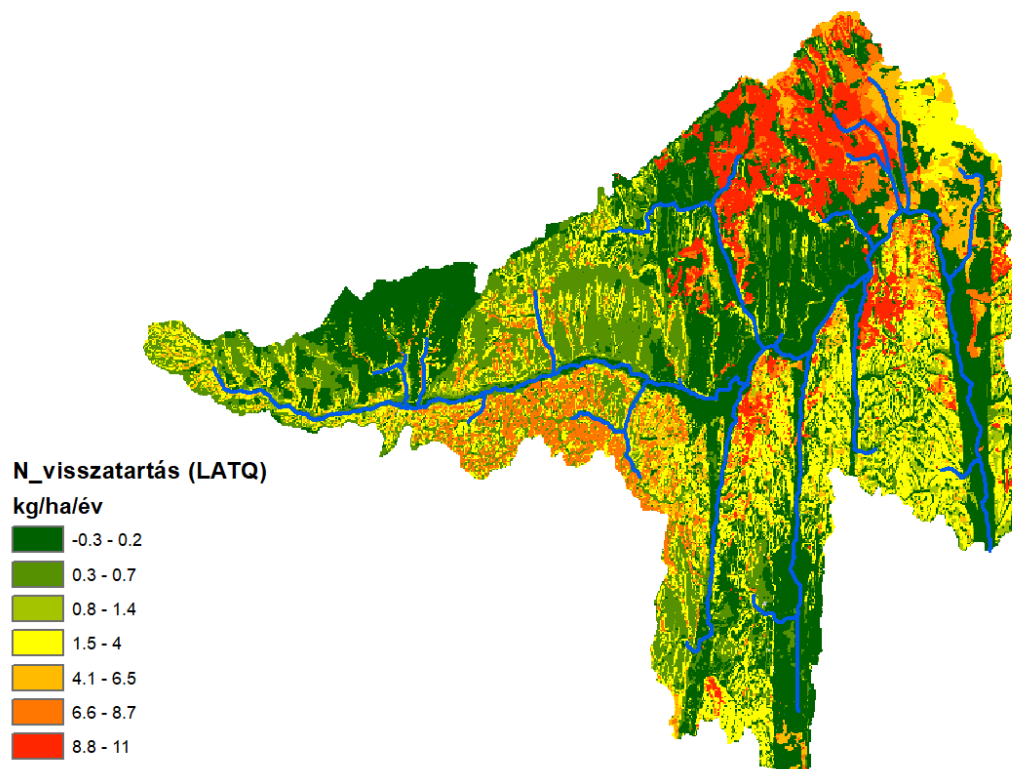


67. ábra – Nitrogén visszatartás a referencia állapothoz képest

A növényzet szűrőképességének szemléltetésére, a nitrogénterhelés értékeket összevetjük a növényzet nélküli referencia állapottal. Ebben az esetben a talaj kezdeti nitrogénkészlete a kalibrált szimulációval az általános alap-érték használata miatt megegyező. Az eredmény a talaj szerves nitrogénkészlet lemosódásának visszatartását emeli ki, így a dimbes-dombos, erdő borította déli részek ugranak ki a 100 kg/ha éves nitrogén-visszatartás értékeivel. Látható, hogy a meredekebb, lejtősebb helyeken kiemelten jelentős a növényzet szerepe a szerves nitrogén lemosódás (erózió) visszatartása miatt. Megfigyelhető, hogy ennek a jelentősége nagyságrenddel nagyobb a többi útvonalon mozgatott oldott nitrogénformáknál kimutatható visszatartásnál (69. vs. 70. ábra) Ezen túlmenően kiemelendő a növényzetnek a gyors felszín alatti lefolyásban kimosódott nitrogén visszatartásában betöltött szerepe, mely elsősorban a nagyobb átteresztő képességű, homokos vályog talajú, északkeleti területeken érvényesül (68. ábra) (a meredekebb területeken is számottevő, hiszen a gyors felszín alatti lefolyás a meredekebb területeken játszik jelentős szerepet).

Az elsőre meglepőnek tűnő (és valamelyest az InVEST módszertannal kapott eredményeknek ellentmondó) eredmények valójában könnyen magyarázhatók. A talaj termékeny rétegében található szerves nitrogénkészlet nagyságrendekkel nagyobb a talajban oldott állapotban található nitrogénnél. A 2017-es évben készített Nitrát Direktívának való megfelelést vizsgáló projektben a felszíni szervesanyagban tárolt nitrogénkészletet feltérképezték. A Zalai területeken átlagosan 2000 mg/kg a szerves nitrogén koncentrációja (ATK TAKI, 2019), míg a TIM adatbázis alapján az oldott nitrát-nitrogén koncentrációja jellemzően 1-10 mg/l között mozog. Ebből a több nagyságrendnyi eltérésből adódik, hogy a növényborítás hiánya esetében az elhordott talajjal elmozgatott tápanyag (minden tápanyag)

jóval nagyobb mennyiségű lesz, mint az oldott tápanyag transzportja. Ez a felismerés a növényzet tápanyagmegtartó szerepét csak fokozza.



68. ábra – Nitrogén visszatartás a gyors felszín alatti lefolyásban ('lateral flow' - LATQ) a referencia időszakhoz képest

3.4.4. A módszerek összevetése a diffúz tápanyag szabályozás modellezésére

- Ezen ŐSz esetében csak az országos módszertan súlyszám alapú térképek és az InVEST által becsült összes nitrogén és összes foszfor térképek, valamint a SWAT modellel becsült nitrogén visszatartás térképek összevetésére volt lehetőségünk.
- Az országos módszer alap és továbbfejlesztett (talaj és terepi súlyszámokkal kibővített) változataira hasonlóan igazak, mint a lefolyásszabályozás esetében: a javasolt módosító tényezők (talaj, terep) bevonásával lényegesen több információt nyújt az országos módszer arról, hogy adott felszínborítás milyen környezetben fejt ki hatását.
- Az országos módszer és az InVEST között az adja a lényegi eltérést, hogy a területhasználatok közti különbségen felül az InVEST esetén markánsan megjelenik a magasabb terhelésű területhasználatok (pl. műtrágyázott szántók) egybefüggő foltjain belül az ŐSz változása: egy-egy nagyobb szántóterületen a lefolyási hierarchia alján elhelyezkedő cellákat arányaiban jóval nagyobb tápanyagterhelés éri, ezért a szolgáltatás itt válik dominánssá.
- Az országos módszertannal és az InVEST modellel ellentétben, a SWAT modell **nem mutat nagy eltérést a növényborítások között**. A tápanyag-visszatartás sokkal markánsabban függ a domborzati hatásoktól: a szerves nitrogén készleteket a lejtősebb

helyeken jellemzően/elsősorban a felszíni lefolyás mossa ki, ezt pedig nagyban megfogja bármilyen (de elsősorban az állandó takarást biztosító természetes) növényzet.) Gyengébb vízgazdálkodási tulajdonságokkal rendelkező /nagyobb vízáteresztő képességű talajokon is fontos szerepe van a növényzetnek.

- Lényeges különbség még, hogy az InVEST-tel becsült térképen a völgyek (ahol nincs folyó definiálva) kiemelkedő ÖSz értékkel rendelkeznek, mely az országos módszertanban nem jelenik meg. Ez részben ugyancsak a lefolyási hierarchia figyelembe vételével, részben az itt jelenlevő növényi szűrősávok (patakmenti gyepes-bokros-fás területek) jelenlétével magyarázható.
- A SWAT modellel végzett diffúz nitrogén visszatartás számítások azt mutatják, hogy a növényzet legmarkánsabban az erózió gátláson keresztül fogja meg a nitrogént is. A talajoknak jelentős szerves nitrogénkészlete van, szemben a pórúsvízben oldott nitrogénkészlettel, mely nagyságrendekkel kisebb mértékű. Az InVEST és a SWAT modell eredmények közötti nagy különbség abból adódik, hogy az InVEST nem számol eróziós veszteséggel nitrogén esetében.
- Bár a SWAT modell foszfor-visszatartásra kalibrációs nehézségek miatt nem állt elő, jelenleg a modell arra enged következtetni, hogy ezen a vízgyűjtőn nincs jelentős különbség a nitrogén és a foszfor visszatartás területi mintázatai között. Ez abból adódik, hogy a dombosabb tájra jellemző a felszíni lefolyás által történő nitrogéntranszport, ami erősen korrelál az erózióhoz köthető, partikulált foszforvesztéssel. Ezzel szemben a kevésbé lejtős területekre a csekély erózió és a **felszín alatti lefolyás** dominanciája jellemző, mely által aránylag sok oldott nitrogén távozik, de a foszforra ez a transzportfolyamat nem jellemző a talaj nagy foszfor adszorpciós kapacitása miatt.
- Az SzMCs munkája során visszatérő kérdés volt, hogy az országos módszer alkalmazható-e egyaránt a nitrogén (döntően vízben oldva, a felszín alatt mozog) és a foszfor (jellemzően talajszemcsékhez adszorbeálódva, a felszínen mozog) visszatartás becsülésére. A szakértői tudáson alapuló döntést az InVEST NDR modulja segítségével meg lehetett erősíteni. Az ezzel előállított térképek és azok hisztogramjai igazolták az előzetes várakozásokat: a két tápanyag eltérő környezeti terjedési folyamatai miatt az azokhoz köthető ÖSz-ek is lényegesen különbözőek. A SWAT módszer alapján és a szakirodalmi ismeretek birtokában ezzel a kérdéssel kapcsolatban annyit meg lehet állapítani, hogy az eróziós területeken a két tápanyag visszatartása hasonló mintázatokat követ, míg a csekély eróziós potenciállal bíró területeken a nitrogén és a foszfor transzportja, így a növényzet visszatartó/szűrő szerepe elválik egymástól és nem értékelhető egyformán.

A fentiek alapján a továbbfejlesztett országos módszertan alkalmazását mint „szűrés ÖSz” csak a jellemzően felszínen mozgó diffúz tápanyagok (foszfor) modellezéséhez és térképezéséhez javasoljuk.

Az InVEST NDR segítségével meghatározott felszínborítási típusonkénti visszatartás értékek (mint tényleges ÖSz) elvben lehetővé tennék az országos szűrés módszertan vegetációs súlyszámainak a pontosítását, annak érdekében, hogy inkább a tényleges, százalékos szűrőkapacitásokat mutassák (--> a terhelés hány százalékát képesek kiszűrni). Ezzel megbecsülhető lenne a tényleges ökoszisztéma-szolgáltatás, amennyiben (foszfor) terhelési adatok is országosan rendelkezésre állnának. Ezt azonban jelenleg nem javasoljuk, hisz az elemzésben meghatározott eredmények a Zala vízgyűjtő domborzati, talajtani és éghajlati viszonyaira érvényesek. Az NDR segítségével levezetett visszatartási adatok

országos kiterjesztéshez több jellemző vízgyűjtőn elvégzett elemzésre lenne szükség (ez a megállapítás a többi szolgáltatás esetén is fennáll).

3.5. Belvízvisszatartás általi aszályméréséklés a Szamos és a Kraszna közén

KÉSZÍTETTE: KOZMA ZSOLT

3.5.1. Bevezetés

A belvízvisszatartás mint aszályméréséklési ÖSz alapja az, hogy az időszakosan megjelenő víztöbblet egy részét az érintett területen tartva (i) vízkészlet tározható be a vízhiányos időszakokra, ami növelheti a környező területek terméshozamát (ii) a vízelvezetés költségeinek egy része így elkerülhető és (iii) új vizes élőhelyek alakíthatók ki. A belvíz ilyen jellegű visszatartása lényegileg eltér a meglévő vízügyi gyakorlattól: a csatornában történő medertározástól vagy az erre a célra fenntartott belvíztározók használatától. Ez a megoldás jelentős arányú területhasználat-váltást tételez fel, értelemszerűen a belvíznek leginkább kitett, gyakran rossz agráralkalmasságú mezőgazdasági földeken. Megjegyzendő, hogy az árvíz-mentesítések, vízrendezések előtt a jelenleg szántóként hasznosított, belvizesnek minősített területek jelentős hányadban rendszeresen vízjárta, elöntött területek voltak korábban is. A jelenlegi területhasználat sok esetben tehát anomáliaként is értékelhető, ahol a természeti adottságoknak és veszélyeknek nem megfelelő a hasznosítás miatt van szükség az új, adaptív tájhasználati forma bevezetésére.

A javasolt országos módszertan lényege, hogy a belvízzel nagy valószínűséggel érintett területek lehatárolásával nagyságrendileg becsülhető a terepi mélyedésekben visszatartható víz mennyisége. A vízvisszatartás – a folyamatokat jelentősen leegyszerűsítve – a felszíni víz biztosítása mellett feltételezhetően hozzájárul a környező területek felszín alatti vízpótlásához is.

A vizsgálatra azért van szükség, mert az országosan javasolt eljárás szükségszerűen több lényeges módszertani egyszerűsítéssel jár együtt:

- A becslés elsősorban a felszíni készletre vonatkozik, nem veszi figyelembe a felszín alatti viszonyokat, a talajban elvben tározható készletet és az oda ténylegesen beszivárgó mennyiséget
- Nem veszi figyelembe a jelenség éven belüli és évek közti dinamikáját. Az éven belül megjelenő víztöbblet időszakos, az abból ténylegesen eltárolható víz mennyisége függ a párolgástól, beszivárgástól, elvezetéstől. Az évjáráthatás a belvízveszélyeztetettségi térképekben érvényre jut, de egyelőre nem tisztázott, hogy a térfogatra átváltás során hogyan célszerű figyelembe venni pl. a belvíz által gyakran/ritkán járt területeket.
- Végül nem veszi figyelembe az elvezető-hálózat és a vízkormányzás szerepét.

Ezeknek a hiányosságoknak a részleges kiküszöbölése összetettebb becslő eljárásokkal lehetséges, amik megvalósítása viszont meghaladja a mostani munkánk kereteit. Ezért egy mintaterületi esettanulmányban vizsgáljuk meg a különböző eljárásokat. A mintaterületi elemzésben elsősorban az országos elemzés esetén szóba jövő alapadatokból, távérzékelési/egyéb térképezési eljárásokból becsülhető belvíztérfogatra koncentráltunk, annak érdekében, hogy a potenciális aszálycsökkentés számszerűsítése felé haladjunk. A potenciális visszatartási területek kiválasztásának egyéb szempontjait jövőképtervezés során

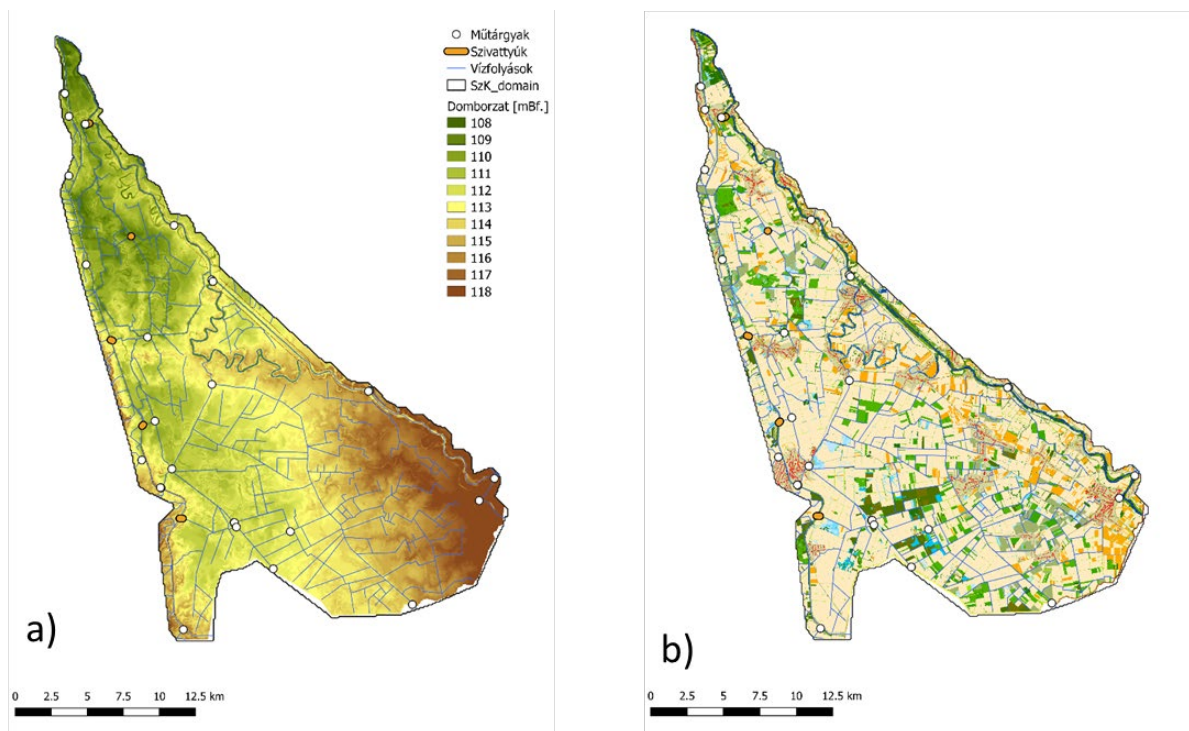
javasoljuk megvizsgálni. Mintaterületnek a Szamos-Kraszna Közi belvízvédelmi szakaszt választottuk, a vizsgálatban pedig az alábbiakat vetjük össze:

1. a 1998-2016 időszakot lefedő „Relatív belvíz gyakorisági térkép” feldolgozása
2. a „Komplex Belvízveszélyeztetettségi Valószínűség” feldolgozása
3. a 1981-2010 időszakot lefedő integrált hidrológiai modellezése eredményei

Az alábbiakban (3.5.2-3.5.6 fejezetek) azt mutatjuk be, hogy (i) technikailag hogyan hajtható végre az országos módszerrel a térfogat-becslés, és (ii) az elvben visszatartható vízmennyiség becslése milyen mértékben tér el a különböző módszerek esetén. Emellett röviden ismertetjük egy, a kérdéskörben készült korábbi tanulmány eredményeit, amelynek célja a 2000. évi tavaszi belvíz távérzékelés adatai alapján annak tesztelése volt, hogy hogyan lehet távérzékelési adatokból térfogatot becsülni (GIS-feldolgozás) (3.5.7 fejezet). Ennek eldöntése további más szempontú kutatásokat igényel, hogy a visszatartás célterületein kieső terméshozamot képes-e ellentételezni a környező részek hozamtöbblete.

3.5.2. Terület bemutatása

Számos érv szól a Szamos-Kraszna közti belvízvédelmi szakasz elemzése mellett. Az egyik ilyen érv, hogy az ország belvízzel leginkább veszélyeztetett területei közé tartozik (Pálfai, 2004, ÁKK 2015), ahol a szélsőséges víztöbblet gyakori kialakulásának minden feltétele adott. A kiterjedt védelmi rendszerrel kapcsolatban már számos vízkormányzási-területhasználati variáns elvi vizsgálata történt meg (VITUKI és ÖKO Rt. 2005; Váti 2005; Váradi, 2010, Kozma *et al.* 2013).



69. ábra – A Szamos-Kraszna közti belvízvédelmi szakasz: a) domborzat és b) vegetáció-térkép az Ökoszisztéma-alaptérkép szerint (Agrárminisztérium 2019). Zöld: erdő; fakósárga: szántó; narancs: gyümölcsös, vörös: burkolt; rózsaszín: komplex művelésű területek; kék: víz és vizes élőhelyek.

A mintegy 510 km² területű, kis esésű (0,25 m/km) terepfelszint elsősorban a Tisza és mellékfolyói formálták (69. ábra – A Szamos-Kraszna közti belvízvédelmi szakasz: a) domborzat és b) vegetáció-térkép az Ökoszisztéma-alaptérkép szerint (Agrárminisztérium 2019). Zöld: erdő; fakósárga: szántó; narancs: gyümölcsös, vörös: burkolt; rózsaszín: komplex művelésű területek; kék: víz és vizes élőhelyek. (69. ábra). A szabályozott Szamos és Kraszna vízjárása rendkívül szélsőséges, az árhullámok nagy kilengésűek és gyors lefutásúak. A kiépített csatornahálózat hossza meghaladja a 900 km-t (2,31 km/km²-es fajlagos sűrűség). A vízkormányzást több tucat műtárgy, valamint 7 szivattyútelep biztosítja. A talajadottságok mellett a klimatikus viszonyok és a vízellátottság sem kedvez a szántóföldi művelésnek. Mindezek ellenére az uralkodó területhasználati forma a kis- és nagytáblás szántóföldi művelés (területi arányuk 64% fölötti a NÖSZTÉP alaptérképről származó adatok alapján).

A Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése program keretében a területen 2014-ben adták át a Szamos - Kraszna közti árvízszint-csökkentő tározót, aminek megépítése jelentősen hatott a vízkormányzási viszonyokra. A tározó 51 km² felületű, 126 millió m³ víz befogadására képes, a beeresztő műtárgya hazai viszonylatban rekordernek számít. Az új tározótöltések összesen 9 helyen kereszteznek korábban már meglévő belvízcsatornákat, itt zsilipes műtárgyak biztosítják a vízkormányzást. A tározó üzemelése (feltöltése) esetén a mögöttes területek gravitációs belvízmentesítése akadályozott, ezt új szivattyúállásokkal, mobil szivattyúkkal biztosítják. Mivel a jelen elemzéshez felhasznált adatbázisok és megfigyelések túlnyomó részt az építés és átadás előtti időszakra vonatkoznak, a tározó hatásait figyelmen kívül hagyjuk.

3.5.3. Módszertani megfontolások

A **belvíz**, mint hidrológiai szélsőség fogalma, értelmezése, kezelése és általában a jelenséghez való viszonyulás aktív szakmai vita tárgya. Az elemzésünkben nem elvi állásfoglalásként, hanem praktikus okok miatt belvíznek azt az időszakos víztöbbletet tekintjük, ami a jelenlegi területhasználati és művelési viszonyok mellett mezőgazdasági és infrastrukturális károkat okoz (ld. Hidrológiai szöszedet is). Ebből adódik, hogy elvben a felszínen levő nyílt vízborítás mellett az erősen és közepesen átmedvesedett talaj, illetve a vízben álló szántóföldi növényzet vízborítása is ide értendő. A belvízgyakoriságot leíró veszélyeztetettségi térképek a felszíni és felszín alatti víztöbbletes területeket jellemzően összevontan kezelik (ez alól kivételt jelent a hidrológiai modellezéssel előállított térkép, lásd lentebb). Ugyanakkor a talajban jelen levő többletvíz mennyiségének becslése, értelmezése további kérdéseket és nehézségeket vet fel: a legnagyobb területi lefedettséget biztosító távérzékeléses mérési technológiák nem adnak kellően pontos információt arról, milyen mélységig van átmedvesedve a talaj; emellett az érintett növényzettől függ, milyen mértékű telítettség okoz számára kárt. A víz visszatartás gyakorlati megvalósítása szempontjából pedig fontos szem előtt tartani, hogy a vízkormányzás egyszerűbb feladat a felszíni víztöbblet esetén.

Ezért a vizsgálat során a **visszatartható belvíz** térfogatát a **felszínen** megjelenő vízborítás becslésével közelítjük. A felszín alatti víztöbblet mennyiségének számítása – a talajadottságokat és/vagy a növényi tűrőképességet is figyelembe vevő – összetettebb elemzést igényel, ezért erre csak példa szintjén utalunk (3.5.7 alfejezet).

A **visszatartható belvíz** térfogatának számítása során az alábbi szempontokat vettük figyelembe:

1. a hidrológiai szélsőség dinamikus, időben változó, sztochasztikus jellegű folyamat: adott helyen, belvízöblözetben évről-évre változik a belvíz súlyossága, aminek

mértéke éven belül is változik. Ezért egy-egy konkrét év belvíz eseményének vizsgálata csak arról az adott helyzetről ad információt.

2. Egy adott belvizesemény vizsgálata során a térfogatbecslés pontossága elsősorban a rendelkezésre álló digitális domborzatmodell (DDM) és a távérzékelési/észlelési adatok minőségétől függ (felbontás, a víz megjelenési formáira vonatkozó részletezettség).
3. Elvben a leginkább megbízható és általánosításra lehetőséget adó módszer sok (több tíz) eseményre elvégzett tételes értékelés szintézise lenne. Ennek hasznossága, az ebbe befektetett munka megtérülése viszont épp a felszín alatti vízkészlet figyelmen kívül hagyása miatt kérdéses.
4. Ezért az általánosabb érvényű következtetésekért célszerű egy-egy vagy számos konkrét esemény helyett a tapasztalati/elméleti úton levezetett gyakoriság/valószínűség alapján becsülni a visszatartható víz mennyiségét. A térben változó valószínűségi értékeket az elérhető belvíz-veszélyeztetettségi térképek biztosíthatják.
5. A különböző veszélyeztetettségi térképek esetében célszerű azonos meghaladási valószínűségi szintet kiválasztani és az elemzést arra elvégezni. Ehhez jelen vizsgálatban elsősorban a 20% valószínűséget (5 éves visszatérési időt) választottuk. A szemléletesség kedvéért térképileg feltüntetünk más valószínűségi értékeket is.

Megjegyezzük, hogy a belvíz-veszélyeztetettség fogalmát a továbbiakban is használjuk gyakorlati okból, annak ellenére, hogy az egyre sürgetőbb vízügyi paradigmaváltás és az ŐSz szemlélete miatt helyesebb lenne semleges vagy a hasznosságra utaló kifejezés, pl. vízborítás-valószínűség, elöntési gyakoriság. A vizsgálatba bevont belvíz-veszélyeztetettséget leíró térképek/módszerek az alábbiak:

- *Relatív belvíz gyakorisági térkép* (továbbiakban FÖMI-térkép; 71. ábra, adatgazda: Lechner Tudásközpont, egykori FÖMI)
- *Komplex Belvíz-veszélyeztetettségi Valószínűség* (továbbiakban KBV-térkép; 72. ábra, adatgazda: OVF)
- *WaterRisk Integrált Hidrológiai Modellel számolt belvíz (vízborítás) valószínűség térkép* (továbbiakban: WR-térkép; 73. ábra; adatgazda: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék – BME VKKT)

Az első két adatforrás lefedettsége miatt alkalmas lehet az országos térképezéshez, ugyanakkor a felszínen és felszín alatt megjelenő víztöbbletre együttesen ad információt, ami jelentős becslési bizonytalanságot okoz. Derts (2013) rámutatott, hogy a műholdas távérzékeléssel beazonosított belvizes foltok esetén a felszínen jelen lévő víz térfogatát elérheti vagy meg is haladhatja a talaj felső 30 cm-ében megjelenő többletvíz becsült mennyisége. A felszíni és felszín közeli készletek között térben és időben is változó, nemlineáris kapcsolat van, ezért az ezeket együttesen jellemző térképi állományok csak közelítőleg/nagyságrendileg teszik lehetővé a felszíni víztöbblet becslését. A WaterRisk IHM-mel számított térkép előnye, hogy az több hidrológiai változóra kalibrált modellel készült és kifejezetten csak a felszínen jelen lévő vízborításra ad információt. Azonban korlátot jelent az, hogy jelenleg csak a Szamos-Kraszna Közre érhető el, és a nagy munka- és időigény miatt nem reális a módszer országos léptékű alkalmazása.

A térfogatbecslés menetét a FÖMI és a KBV térképek esetén – az országos kiterjeszhetőség miatt – könnyen elvégezhető és automatizálható GIS-műveletekből állítottuk

össze. Az elemzéseket QGIS 3.4 szoftverrel végeztük. Ezek alapvetően három fő lépésből állnak:

- (i) a lokális depressziókban potenciálisan kialakuló vízmélység meghatározása a domborzatmodellből két lépésben, két változatban (3. fejezet)
- (ii) veszélyeztetettségi térképek egységes feldolgozása, a lehetséges vízmélység lekérdezése cellaszinten a kiválasztott belvív-valószínűségű területeken
- (iii) a cellánkénti becslt vízmélységek összegzése a teljes mintaterületre (az (i) és a (ii) lépés eredményének metszete és összegzése)

Az eltérő módszertani háttér miatt a WR-IHM-térkép esetén a térfogatbecslés elsősorban más eljárással, a belvív hurokgörbe (előntés-tározás összefüggés) segítségével történt (0 pont). Ugyanakkor a módszerek jobb összehasonlíthatósága miatt elvégeztük (i) a hurokgörbe alapú becslét a FÖMI és KBV térképekre, és (ii) a domborzatmodell-depresszió alapú számítást a WR térképre is. A becslt térfogatok további ellenőrzése miatt röviden ismertetünk (3.5.6 pont) egy korábban elvégzett elemzést, amelyben a 2000. évi tavaszi belvív távérzékeléses adatait dolgozták fel több időpontra (Derts 2013).

Az adatbázisokat, módszertant és magát a jelenséget érintő számos bizonytalanság miatt a bemutatott elemzések nagyságrendi becslésnek tekinthetőek, a visszatartható víz mennyiségének pontosabb területi és statisztikai számszerűsítéséhez mindenképpen célzott, összetettebb számítások (praktikusan hidrológiai modellezés) szükségesek.

3.5.4. A potenciális vízmélység meghatározása

A lokálisan jellemző potenciális vízmélységeket a domborzatmodellben azonosítható lefolyástalan területek feltöltésével a szomszédos területek legalacsonyabb szintjére végeztük (GIS elemzés). Ezeket a Hydrodem 25 m-es felbontású DDM-ből kiindulva határoztuk meg, a térinformatikában rendszeresen használt eljárás, a „Fill sink” vagy „Sink removal” algoritmus segítségével, mely „feltölti” a terepmodell mélyedéseit. A módszert elsősorban a dombvidéki vízgyűjtők lefolyási útvonalainak előállításához használják, síkvidéki viszonyok között nehezebb az alkalmazása, hiszen ott a kis esések, a vonalas elemek (utak, töltések, vízfolyások) és az esetleg megjelenő időszakos vízborítás miatt maguk a lefolyási útvonalak sem egyértelműek.

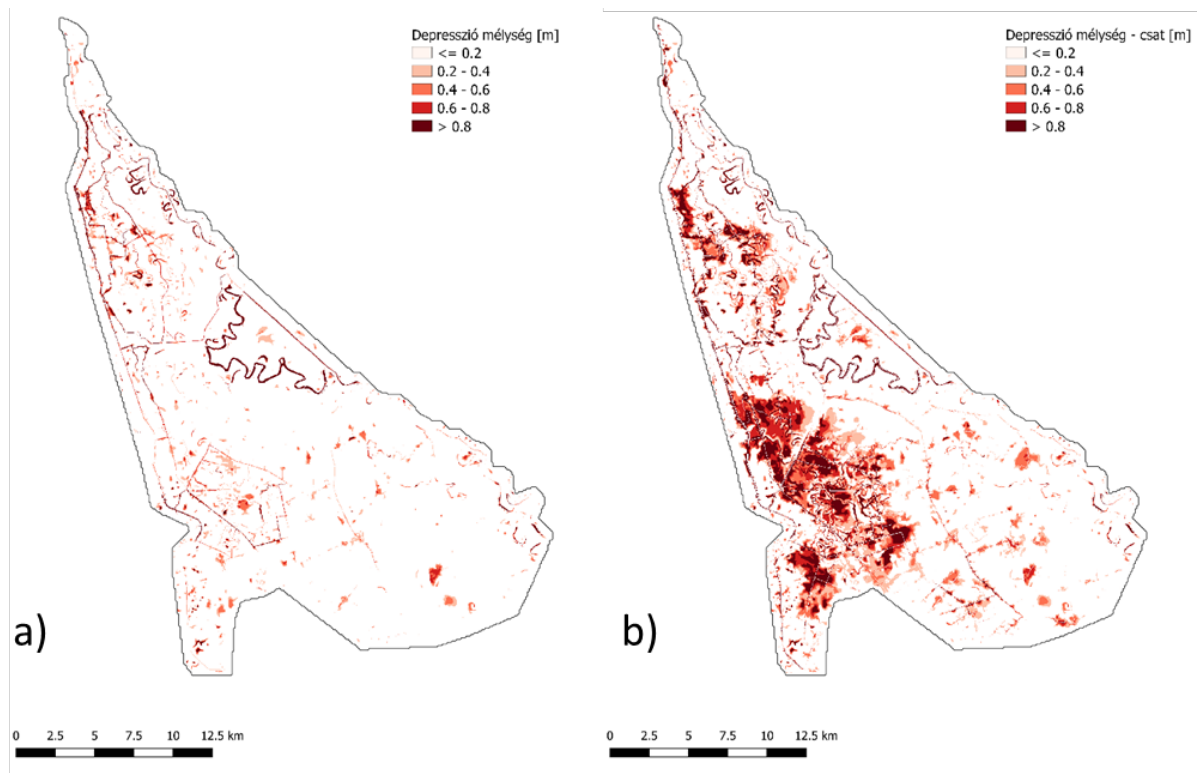
A terepi mélyedések feltöltését rekurzívan végeztük: több lépésben újra lefuttattuk a feltöltést, egészen addig, amíg az eredmény raszter már nem változott. A feltöltött domborzatmodellből kivontuk az eredeti állományt, aminek különbségeként cellánként megkapható a depressziók feltételezett mélysége (70. ábra).

A Hydrodem lényeges sajátossága, hogy számos hidrológiailag fontos terepalakulatot tartalmaz, így a vízfolyások medrei is megjelennek rajta. A csatornahálózatot kiépítéskor úgy alakították ki, hogy az minél több terepi mélyedést összekötve képes legyen azokat megcsapolni, onnan a felszíni vizet elvezetni. A csatornák működése ugyanakkor a vízkormányzási műtárgyakkal viszonylag jól szabályozható, így pl. bizonyos szakaszok lezárhatók. Ha csak a DDM-ből indulunk ki, akkor épp a csatornák vonalvezetése miatt jelentősen alulbecsülhetjük a visszatartásra alkalmas mélyedések méretét.

Ezért a potenciális vízmélységet úgy is becsltük, hogy a vízfolyásokat 10 méterrel kiemeltük a domborzatmodellben (a cél a medrek virtuális „eltömése” volt, a 10 m-es kiemelés célszerű, önkényes választás volt). Ez a technikailag könnyen kivitelezhető lépés egyszerűsített módon közelíti a vízkormányzás hatását. Az így levezetett vízmélységeket a 70. ábra mutatja be.

Feltételezhető módon a 70. ábrán szereplő két változat alul-, illetve felülbecsüli a tározásra ténylegesen alkalmas potenciális térfogatot, ezért pontos számadatként nem kezelhető, de a nagyságrendi tartomány meghatározására alkalmas információként igen.

A vízmélységek becslése után minden további művelet előkészítő lépéseként kijelöltük a számításba bevont cellákat. Erre azért volt szükség, mert az egyes adatállományok eltérő felbontással és érvényességi tartománnyal rendelkeznek. Ezért létrehoztunk egy olyan egységes cellaméretű (25 m) maszkoló réteget, aminek segítségével leszűrhetők azok a cellák, melyekre mindegyik térkép ad meg előfordulási valószínűséget. Az egyes állományok nem veszik figyelembe: nem támogatható területek, települések, vízfolyások miatt inaktívált részek.



70. ábra – Terepi mélyedések térbeli eloszlása – a) domborzatmodell: eredeti és b) kiemelt vízfolyásokkal

3.5.5. Elöntés-valószínűségi térképek

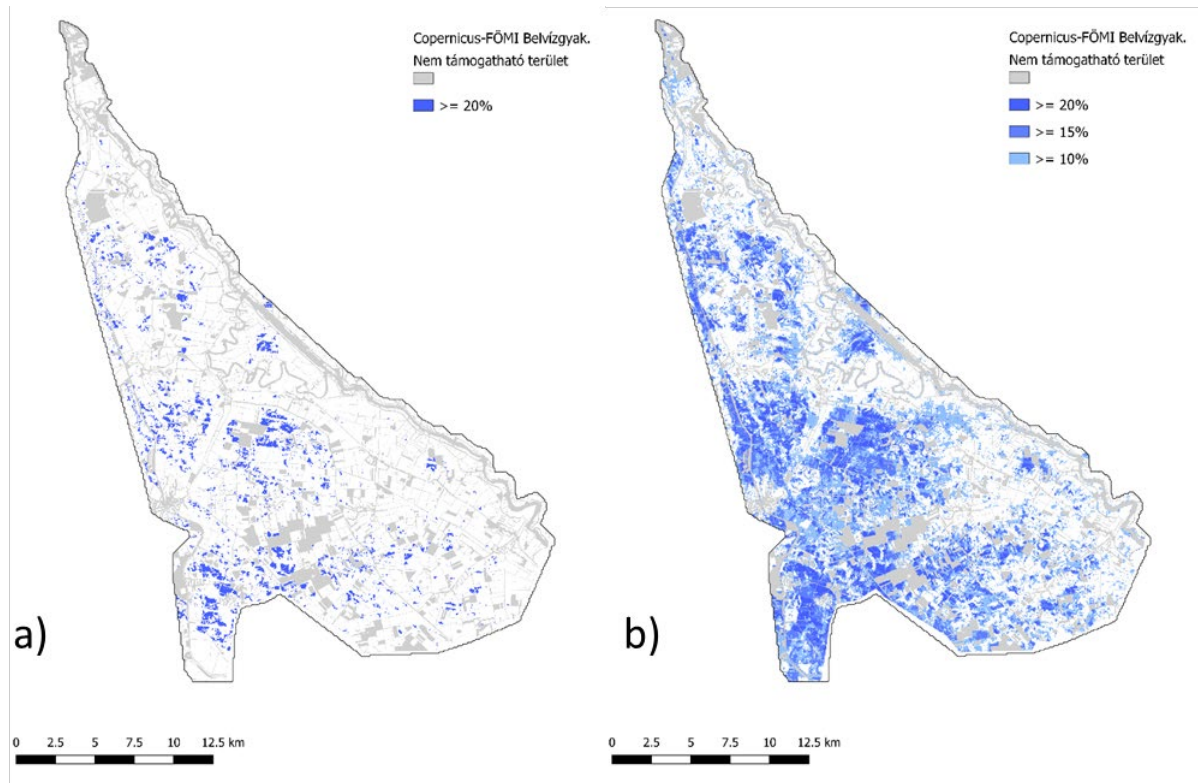
3.5.5.1. FÖMI-térkép: Relatív belvíz gyakorisági térkép

A relatív belvízgyakorisági térkép alapja egy, a FÖMI (jelenleg Lechner Tudásközpont) által összeállított részletes térképi adatbázis, ami az 1998-2016 közötti időszak hazai belvíz eseményeiről készült, tematikusan feldolgozott úrfelvételeit tartalmazza (Nádor *et al.* 2017). Az országos lefedettségű állomány online elérhető: <http://map.fomi.hu/copernicus/>.

Az egyes időpontokra vonatkozó belvíz térképek az időbeli fedésben (országgrésztől függően 1-8 év), a területi lefedettségben és felbontásban is eltérnek. Az egységesen 10 m felbontásra átalakított belvízterképeket évenként összesítették, melynek során a gyengén belvizzel átitatott talaj kategóriát kihagyták (a kategória megbízhatósága nem volt megfelelő). Az összesített térképből a relatív gyakoriság ezek után az feldolgozott évek számával való cellánkénti osztás eredményeként áll elő. Az így adódó állomány 10%-os lépésenként adja meg, hogy a vizsgált évek mekkora részében volt belvizzel érintett – közepesen, erősen átitatott talajú vagy nyílt vízborítású – az adott cella. A feldolgozás nem tér ki a 2013. évi

MePAR adatbázis szerint nem támogatható területekre (fizikai blokkon belül elhelyezkedő épületek, nem művelt területek, fásszárú növényzet, csatornák, stb.).

Az adatbázis a belvíz gyakoriságot a feldolgozott évek számának (1-8 év) függvényében adja meg, ugyanakkor ezek az évek a 1998-2016 közötti, 19 évnél hosszabb időszakon belül, nem folytonosan helyezkednek el. Vagyis az állomány relatív gyakorisági értékeit a teljes intervallumra át kell számolni ahhoz, hogy a térfogatbecslést egységesen származtatott valószínűségi értékek alapján végezhessük el. A 71. ábra a már átszámolt térképet mutatja be a 20%-os és a 10%-os gyakoriságok esetén (rendre 5 és 10 éves visszatérési idők).



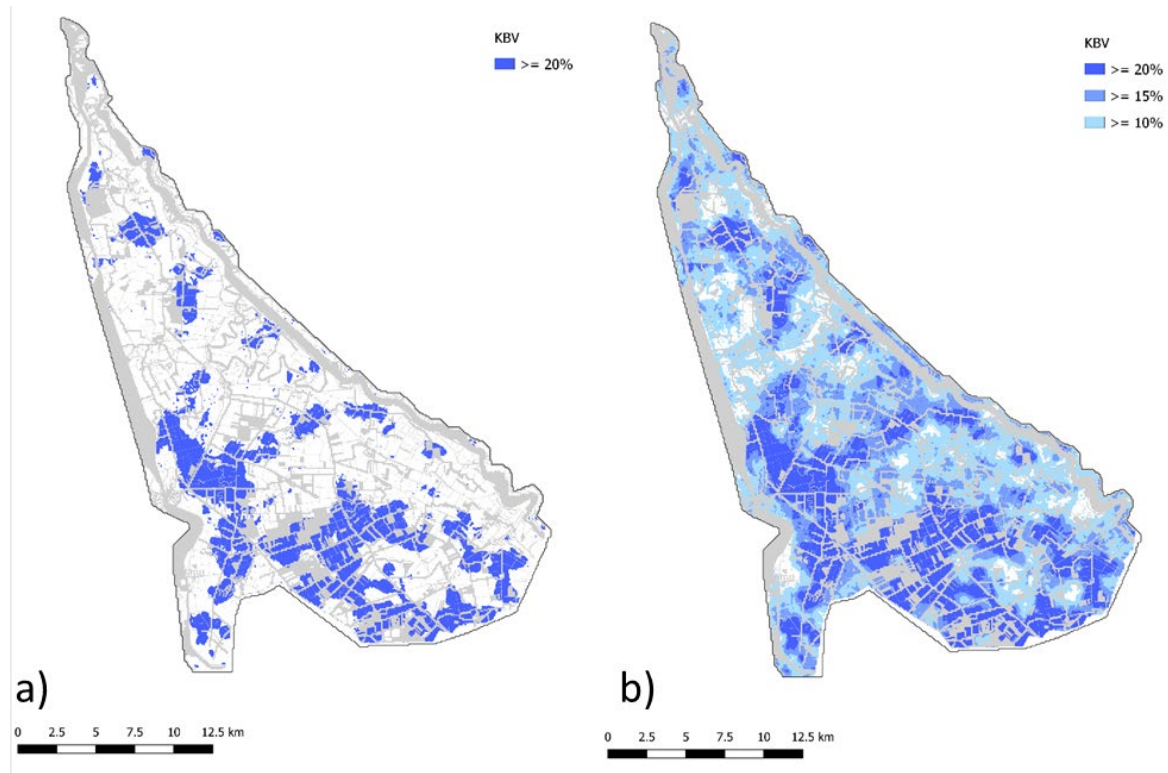
71. ábra – Relatív belvízgyakoriság a mintaterületen - meghaladási valószínűség és visszatérési idő: a) 20% és 5 év, b) 10% és 10 év. Adatok forrása Budapest Főváros Kormányhivatala, Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztály, Távérzékelési Osztály

3.5.5.2. KBV-térkép: Komplex Belvíz-veszélyeztetettségi Valószínűség

A NAIK ÖVKI és az ATK TAKI által az OVF számára összeállított térkép (lásd 3.5.3 fejezet) a legfontosabb környezeti hatótényezők és a múltban rögzített elöntés/belvíztérképek térinformatikai alapú szintézisével, valószínűségi értékek formájában adja meg azt, hogy adott terület milyen mértékben hajlamos a belvíz kialakulására. A FÖMI térképhez hasonlóan nem különíti el a felszíni és felszín alatti vízkészletet és lokálisan nem utal a szélsőség súlyosságára sem (gyengén-közepesen-erősen átítatott talaj, vagy nyílt elöntés). Az 50 méteres felbontású térkép minden területhasználati/felszínborítási kategóriára kiterjed, országos lefedettségű.

A KBV 20%-os valószínűségű területek (72. ábra) a Szamos-Kraszna Köz jelentős részét (17%-át) lefedik, míg a 10%-os tartomány gyakorlatilag az egész mintaterületen jelen van. Ezen adatok szakértői értékelése és a térkép készítőivel folytatott egyeztetések alapján a KBV térkép elsősorban a belvíz-kitettség minőségi mutatójaként, azzal való bármilyen szintű érintettségként értelmezhető, nem pedig pl. a kárral járó víztöbblet számszerű

információjaként. Ennek megfelelően a térkép segítségével levezetett visszatartási eredmények várhatóan túlbecsülik a tényleges tározásra alkalmas belvíztömeg mennyiségét. Ezzel együtt számos előnye miatt célszerű megvizsgálni a KBV használhatóságát.



72. ábra - Komplex belvízveszélyeztetettség valószínűség a mintaterületen - meghaladási valószínűség és visszatérési idő: a) 20% és 5 év, b) 10% és 10 év. Adatok forrása: Országos Vízügyi Főigazgatóság

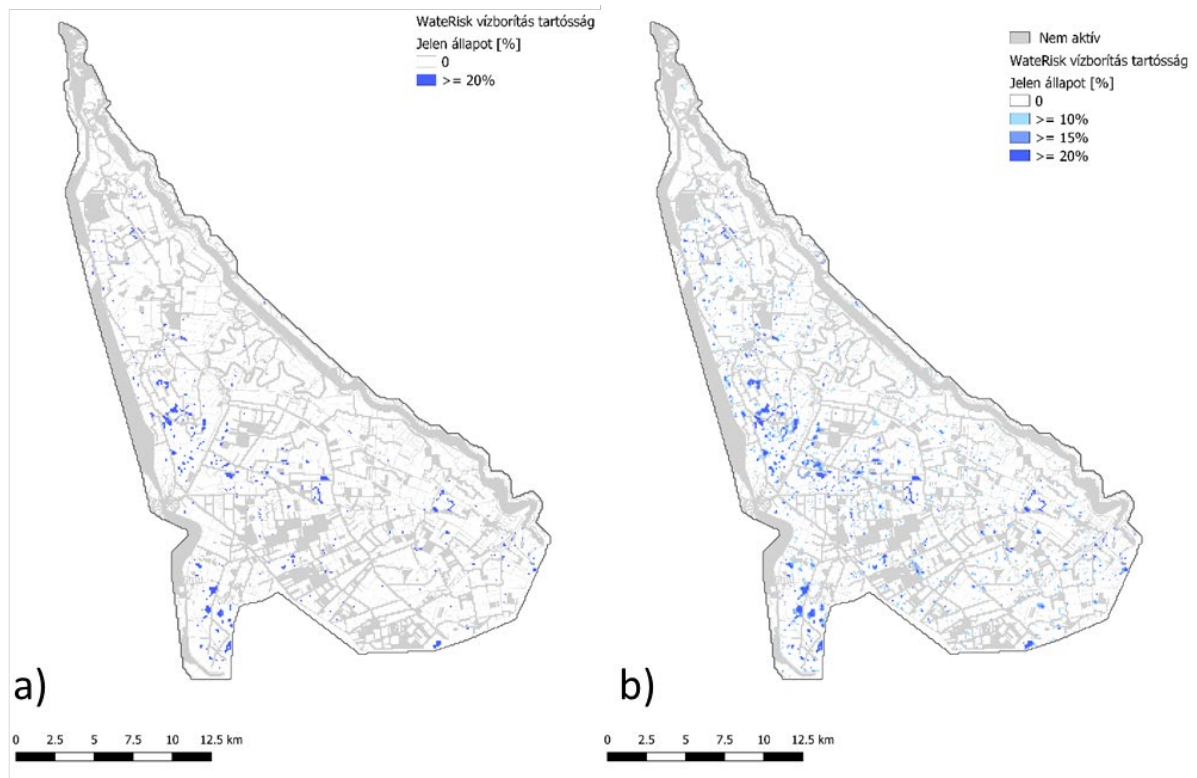
3.5.5.3. WR-térkép: WateRisk-IHM belvíz-veszélyeztetettség

A belvízkutatás egyik ígéretes iránya a hidrológiai modellezés (Kozma 2019). Az osztott paraméteres, fizikai alapú hidrológiai modellek, így a BME VKKT közreműködésével kifejlesztett WateRisk Integrált Hidrológiai Modell lehetővé teszi a domb- és síkvidéki vízgyűjtőkön lejátszódó hidrológiai folyamatok részletes tér- és időbeli szimulációját, amely számításba veszi a statikus és a dinamikus környezeti tényezők (domborzat, talaj, területhasználat, meteorológia, hidrológia) és a vízkormányzás (zsilipes szabályozás, gravitációs elvezetés és szivattyús átemelés) hatását is. A modellépítést kiterjedt GIS adatbázis támogatja, a szimulációk pedig kalibrálhatók és validálhatók, vagyis a leírt hidrológiai jellemzőkre (talajvízszint, felszíni vízborítás, szivattyús átemelés, stb.) vonatkozó mérések segítségével ellenőrizhetők. A következő alfejezetekben a jelen állapotra történő elöntés modellezését („Jelen állapot”), majd egy feltételezett, vízkormányzás nélküli állapotot mutatunk be („Vízkezelési rendszer hatása”).

Jelen állapot

A WateRisk algoritmussal részletes elemzések történtek a Szamos-Kraszna-közi területre, 1981-2010 időszakra (Kozma *et al.* 2013, Kozma 2019). A mintaterületi modell sikeresen kalibrálható volt többek között a 1999-2000. évi belvizek felszíni vízborítás észleléseire. A modell az egész területre összegezve és térbeli mintázat szempontjából is elfogadható pontossággal írta le a belvizes foltok helyzetét. Több vízkormányzási esetre (van/mérsékelt/nincs belvízvédekezés) származtatható volt a terület belvíz-veszélyeztetettségi

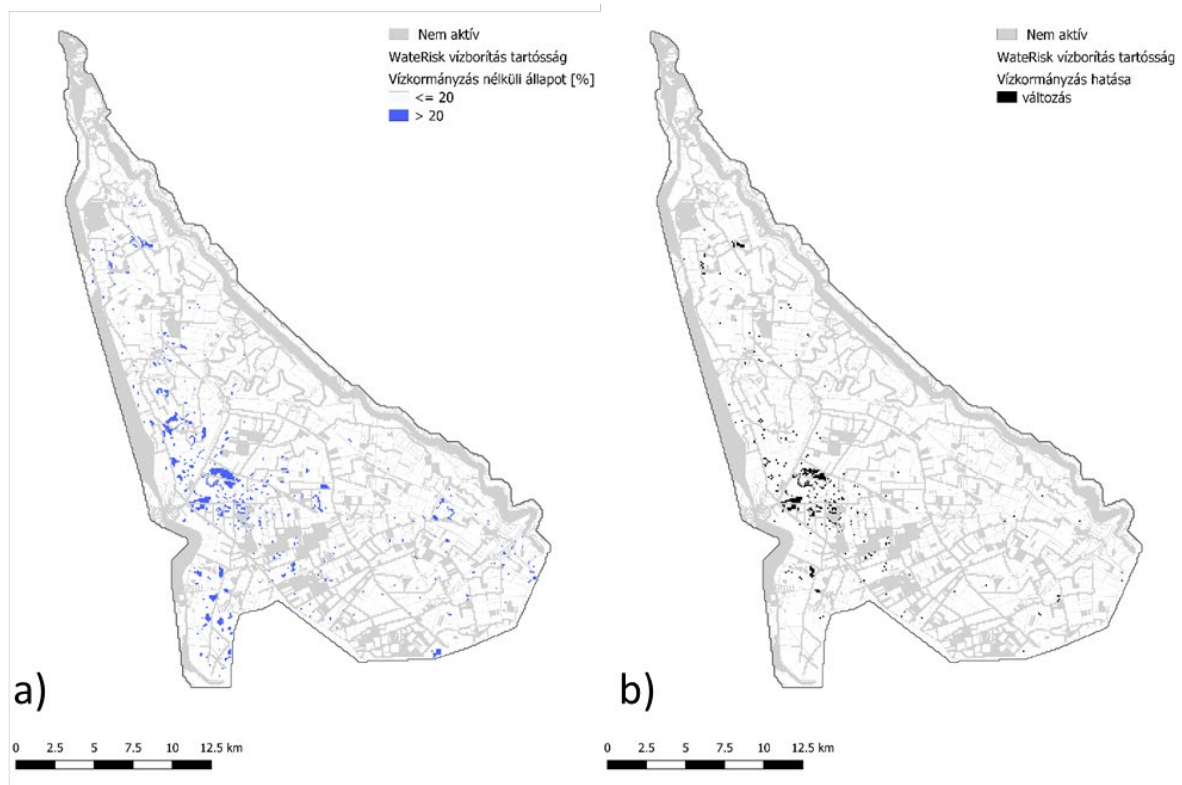
térképe. Ez a felszíni vízborításos napok éven belüli átlagos számát adja meg minden cellára. A veszélyeztetettségi térkép az 1981-2010. időszakot reprezentálja a tényleges, „jelen” állapotra (73. ábra) és feltételezett viszonyokra (lásd következő alfejezet). Mivel ez a térkép elvi és módszertani megfontolások miatt csak a felszíni nyílt vízborítás valószínűségét számszerűsíti, az ezzel levezetett vízmennyiségek várhatóan kisebbek lesznek a FÖMI- és a KBV-térképekre kapott eredményeknél.



73. ábra – WateRisk Integrált Hidrológiai modellel számolt belvíz-valószínűség a mintaterületen a „jelen” állapotra - meghaladási valószínűség és visszatérési idő: a) 20% és 5 év, b) 10% és 10 év. Adatok forrása: BME VKKT

Vízkezelési rendszer hatása

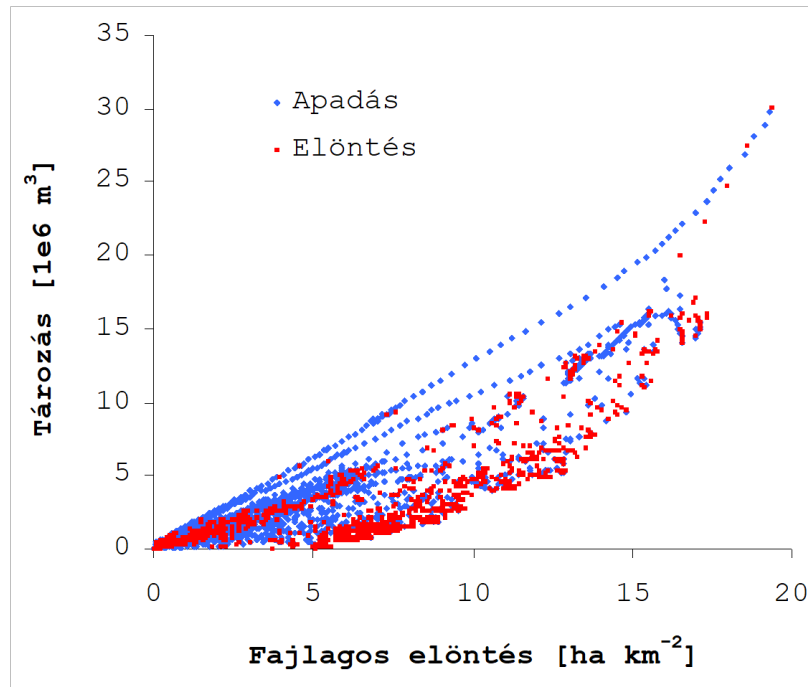
A hidrológiai szimulációk egyik nagy előnye a prediktív képességük: a fizikai megalapozottság és a folyamat alapú leírás miatt feltételezett esetek, beavatkozások, tervezési variánsok is vizsgálhatók a modellszámításokkal. A belvíz problémakör kapcsán az egyik kézenfekvő ilyen eset a védelmi rendszer „kikapcsolása” és annak vizsgálata, hogyan hatna a felszíni vízborításra az aktív védekezés elhagyása. Ez modellezési szempontból (i) a zsilipes vízkezelés mellőzését, (ii) a belvízcsatornák érdességének a növelését és (iii) a szivattyús áttemelés elhagyását jelentette. Ezt a scénáriót „visszatartás”-nak neveztük. A 74. ábra ennek a számításnak az eredményét mutatja be.



74. ábra - WateRisk Integrált Hidrológiai modellel számolt belvív-*valószínűség* a mintaterületen a „visszatartás” (vízkezelés nélküli) állapotra - meghaladási valószínűség és visszatérési idő: 20% és 5 év (bal), és a változás a „jelen” állapothoz képest (jobb). Adatok forrása: BME VKKT

Belvív hurokgörbe

A hidrológiai számítások eredményeként szintén rendelkezésünkre állnak a mintaterület teljes vízmérlegét leíró idősorok. Ezekből meghatározható, hogy a különböző belvívvédekezési esetekben hogyan alakult időben az elöntés területe, a felszínen tárolt és a felszín alatti vízkészlet mennyisége. Ezen adatok összevetése lehetővé tette az úgynevezett belvív hurokgörbe meghatározását is (75. ábra, Kozma *et al.* 2013). Ez a területen jelenlévő vízfelület és az abban tárolt vízmennyiség közti függvénykapcsolat, ami megmutatja a folyamat időbeliségét is. A hurokgörbe lényege, hogy adott kiterjedésű elöntési felülethez eltérő térfogat tartozik attól függően, hogy épp kialakul a belvív (viszonylag kis vízmélység a terület nagy részén), vagy épp apad (az összegyülekezés miatt a belvív nagyobb vízmélység mellett kisebb területre koncentrálódik). Mivel a belvív kialakulását és megszűnését is jelentősen befolyásolják a talajadottságok, a belvívrendszer kiépítettsége és állapota, a területhasználat, a domborzat és a helyi klimatikus viszonyok, ezért a hurokgörbével leírt kapcsolat erősen jellemző a belvívöblözetre és nehezen általánosítható. Az elöntés és a tározás közti dinamikus, időfüggő kapcsolat segítségével számszerűsíthető a pusztán a domborzatból levezetett, statikus felület-térfogat összefüggést terhelő bizonytalanság mértéke is.



75. ábra – A Szamos-Kraszna közti mintaterületre érvényes belvíz hurokgörbe

A hurokgörbe a térfogatbecslés során úgy használható, hogy a veszélyeztetettség térképek alapján meghatározott adott elöntési területhez (fajlagos elöntéshez) leolvassuk a tározás lehetséges értékeit. Ez egy változó méretű intervallum lesz, amit legegyszerűbben a minimumával, számtani átlagával és maximumával lehet jellemezni (lásd 19. táblázat).

3.5.6. A veszélytérképek alapján becsült visszatartható vízmennyiségek

A három veszélyeztetettség adatállományból (FÖMI, KBV és WR-térképek) a három módszerrel becsült térfogatokat foglalja össze az 19. táblázat: Az (i) eredeti DDM és (ii) a virtuálisan feltöltött csatornákat tartalmazó DDM alapján meghatározott potenciális vízmélység térképekből levezetett térfogatok, továbbá (iii) az eredeti DDM és a hurokgörbe segítségével számított térfogatok.

19. táblázat – Visszatartható belvíz térfogatra vonatkozó becslések a FÖMI-, KBV-, és WR-veszélyeztetettségi térképek alapján.

Veszély- (előntési) térkép	Elöntés területe		Módszer	Térfogat [millió m ³]
	Abszolút [ha]	Fajlagos [ha/km ²]		
FÖMI	2904	5,7	eredeti DDM + „fill sink”	1,4
			csatorna kiemelés	9,4
			eredeti + hurokgörbe	3,2 (0,9-4,3)
KBV	8883	17,4	eredeti DDM + „fill sink”	2,8
			csatorna kiemelés	21,2
			eredeti + hurokgörbe	10,4 (9,8-10,7)
WR: jelen	564	1,1	eredeti DDM + „fill sink”	1
			csatorna kiemelés	3,6
			eredeti + hurokgörbe	0,6 (0,1-1,2)
WR: visszatart ás	930	1,8	eredeti DDM + „fill sink”	1,6
			csatorna kiemelés	6,7
			eredeti + hurokgörbe	1,3 (0,5-1,9)

Az adatok a 20%-os valószínűségű (átlagosan öt éves visszatérési idejű) eseményre vonatkoznak. Alkalmazott módszerek: „eredeti DDM + fill sink” művelettel, „csatorna-kiemelés”-sel a DDM-re számolt, de virtuálisan feltöltött csatornákra és „eredeti + hurokgörbe” - az eredeti DDM-re hurokgörbe alapján számított átlagos térfogatokkal, zárójelben minimum-maximum értékek.

A domborzatmodellből származtatott eredmények közül az „eredeti” értékek a becslés alsó, míg a csatorna-kiemeléssel (a csatornák virtuális eltömésével) nyert adatok a felső határaként értelmezhetők. A FÖMI és a KBV esetében az eltérésük közel nagyságrendnyi, ami jelzi az itt bemutatott (a domborzatmodell és elöntés-valószínűségi térképek térinformatikai feldolgozására alapuló) módszertan bizonytalanságát. **A hurokgörbével becsült értékek a tartomány közepébe esnek, vélhetőleg a valós értékhez ezek állnak a legközelebb.** A WR-térkép esetén a domborzatmodellből származtatott térfogatok felülbecsülik a szimulációs úton levezetett eredményeket (hurokgörbe). Ennek oka elsősorban az eltérő módszertan és az, hogy a hidrológiai szimulációk jelentős időigénye miatt a WR-térkép 100 méteres felbontású volt.

Az eredmények közül kiemelendő a „WR: visszatartás” sor, ami az aktív vízkormányzást nélkülöző (modellezett) helyzetre vonatkozik. A visszatartható víz mennyisége hozzávetőlegesen kétszerese a „WR jelen” alapállapotnak. Ez rámutat:

- (i) a védelmi rendszer ismertén korlátos kapacitására (az elöntések maximális kiterjedése csak nagyon mérsékelten, míg a tartóssága jelentősebben csökkenthető)
- (ii) a visszatartható belvíz behatárolt mennyiségére

A védelmi rendszer korlátos kapacitását jelzi, hogy a belvíz megszűnése szempontjából a mesterséges okok (gravitációs és szivattyús elvezetés) és a természetes hatótényezők (evapotranspiráció és beszivárgás) aránya az 1981-2010 közti időszak eseményeire átlagban 1:4-re adódott, tehát a természetes tényezők erősebben járultak hozzá a belvíz megszűnéséhez (Kozma *et al.* 2013).

Összefoglalva: a 20%-os valószínűségű belvizzel érintett területek aránya módszertől függően 1,1-17,4 ha/km² volt, míg a visszatartható víz térfogata átlagosan 5,3 millió m³- és az 1-20 millió m³-es tartományban mozgott. Ezt a mennyiséget egyenletesen kivetítve az egész 510 km²-es mintaterületre, átlagosan 10 (2-40) mm csapadéknak felel meg. Az eredmények a Szamos-Kraszna Közi belvízvédelmi szakaszra vonatkoznak. Mivel a belvíz folyamata erősen függ a síkvidéki vízgyűjtők környezeti feltételeitől, ezért a megállapítások nem általánosíthatók. Az itt bemutatott becslési módszertan és megállapítások országos kiterjeszhetőségével kapcsolatban az alábbi következtetések tehetők (az elöntési valószínűségekre és a területi lefedettségre vonatkozó számadatok a tanulmány idevágó részében már ismertetett adatállományok feldolgozásából származnak):

- Bár egyértelmű és jól alátámasztható igény van a visszatartható belvíz elöntések mennyiségi becslésére, arra véleményünk szerint nincs nagy térléptéken könnyen kivitelezhető, pontos módszertan. Ennek kidolgozása ésszerű és indokolt fejlesztés, amire elsősorban a távérzékelési megoldások rohamos fejlődése miatt esély is lenne.
- A Szamos-Kraszna-Közi belvízvédelmi rendszer fontos hidrológiai sajátosságai a nagy (~2km²) csatornasűrűség, az erősen kötött talajszerkezet, a viszonylag nagy (~0.17, Pálfai, 2004) lefolyási tényező és a nagy elöntési valószínűségek. A mintaterületre kapott eredmények hasonló adottságú belvízöblözetek esetén tájékoztató jelleggel átültethetők.
- Mivel a térképi becslés módszertana nagyban támaszkodik az elöntési valószínűségekre, ezért az előző pontban felsorolt jellemzők közül elsősorban ez tekinthető mérvadó információnak a hasonló belvízöblözetek leválogatásához. Ebből a szempontból a Szamos-Kraszna Közi terület fő jellemzői:
 - o a FÖMI-módszer esetén a 10%-ot meghaladó elöntési valószínűség a terület ~30%-át, a 20%-ot meghaladó elöntési valószínűség a terület ~0.65%-át érinti
 - o a KBV-módszer esetén a 10%-ot meghaladó elöntési valószínűség a terület ~59%-át, a 20%-ot meghaladó elöntési valószínűség a terület ~2.8%-át érinti
- A hasonló elöntési valószínűségű területekről a jelentés 36. ábrája ad áttekintést (A 10%, illetve 20%-os valószínűséget meghaladó belvív-veszélyeztetettségű területek elhelyezkedése.)
- A mintaterületi elemzések alapján a két országos lefedettségű térképi állomány esetén a 20%-os elöntési valószínűség (5 évenkénti visszatérési idő) mellett az elöntési

területre vonatkoztatott visszatartható vízmennyiség ~5-30 cm/ha tartományban mozgott, ~16 cm/ha átlagértékkel.

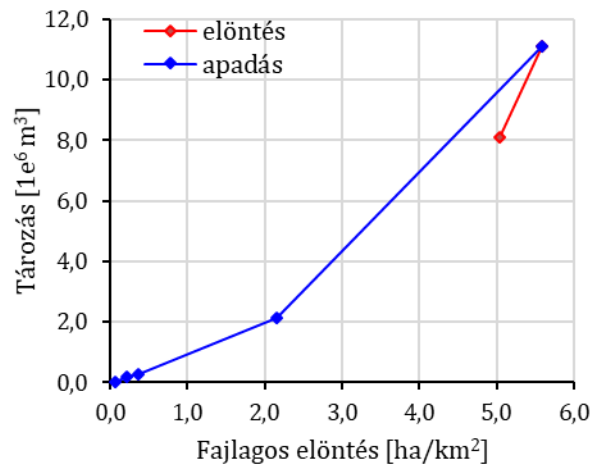
- Így a hasonló adottságú belvív-öblözetekre a 20%-os elöntési valószínűséghez tartozó terület ismeretében nagyságrendi becslés tehető a visszatartható felszíni vízmennyiségre.

3.5.7. A 2000-es belvív esemény GIS-feldolgozása

Derts (2013) a 2000-es tavaszi belvízről készült, és a FÖMI által feldolgozott műholdfelvétel-sorozat alapján becsülte a felszíni és felszín közeli tározás mértékét. Az elemzés lényege az, hogy (i) a műholdképek nyílt vízborítást jelölő tartományait több lépésben rávetítette a domborzatmodellre, (ii) amiből meghatározta a vízfelület által lefedett terület szélének átlagos tengerszint feletti magasságát, (iii) végül feltéve, hogy ez egyben a vízfelület magassága is minden folt esetén elmetszette a domborzatmodellt az adott magasságú vízfelülettel. Ebből a vízborításos területekhez minimális és maximális becsült térfogatot lehetett rendelni, aminek a mintaterületre összegzett értékeit több időpontra mutatja be a lenti táblázat utolsó két oszlopa. A táblázatban szintén fel van tüntetve a felszíni vízborítás térfogatára vonatkozó terepi tapasztalatra alapuló becslés, amely a vízmélység átlagos értékét 10-, illetve 20 cm-nek tételezi fel.

20. táblázat – Átlagos vízmélység (terepi tapasztalat alapján) és GIS műveletekkel becsült elöntés térfogat a 2000. évi tavaszi belvív során (Derts, 2013)

Dátum	érintett terület [ha]	Térfogat konstans 10 cm-s mélységre [millió m ³]	Térfogat konstans 20 cm-s mélységre [millió m ³]	Térfogat minimum GIS eljárással becsülve [millió m ³]	Térfogat maximum GIS eljárással becsülve [millió m ³]
március 6.	2602.7	2.60	5.21	7.98	8.12
április 7.	2878.2	2.88	5.76	11.0	11.1
április 14.	1109.4	1.11	2.22	2.07	2.11
április 27.	192.8	0.19	0.39	0.26	0.26
május 9.	116.7	0.12	0.23	0.19	0.19
május 17.	37.9	0.04	0.08	0.03	0.03



76. ábra – Elöntés-tározás kapcsolat a 2000. évi belvíz során

Az 20. táblázat adatai alapján meghatározható az esemény elöntés-tározás függvénykapcsolata, amit a 76. ábra mutat be. A tapasztalati alapú összefüggés alátámasztja a hirdológiai modellezéssel levezetett hurokgörbe elvi helyességét: az elöntés-apadás folyamat során a tározás jellegzetes pályát jár be, ugyanakkor adott elöntéshez tartozó tározás hozzávetőlegesen háromszorosan meghaladja az előző elemzésünk értékeit, melyet a 75. ábra mutat be.

A módszer hátránya, hogy viszonylag munkaigényes, emellett az alkalmazott raszterek felbontása (belvízfedvény: időponttól függően 20, ill. 25 m; domborzatmodell: 5 m) mellett számos folt esetében ellentmondásos, irreális helyzetek adódtak. Az elemzés előnye ugyanakkor, hogy a többlépcsős GIS-műveletekkel levezetett térfogatot összevetette az egyszerűbb, ökolpszabályszerűen konstans vízmélységet alkalmazó becsléssel. Utóbbi hozzávetőlegesen fele akkora térfogatot eredményezett. A tanulmány a felszíni vízborítás mellett becslést tett a közepesen és erősen átnedvesedett talajban jelen levő időszakos többletvíz mennyiségére is. Ennek eredménye pedig rámutatott, hogy **a felszínközeli készlet összemérhető a felszínen jelenlevő víz mennyiségével, sőt akár meg is haladja azt.**

Az elemzések összevetéséből azt látjuk, hogy minden esetben nagy a bizonytalansága a becsléseknek, és valójában nagyságrendnyi értékekkel tudunk csak kalkulálni. Ezek az értékek már több információt nyújtanak mint az ordinális skálán történő becslés (pl. „kis ÖSz-nyújtó kapacitás” / „közepes” / „nagy”). A bizonytalanságok ellenére érdemes a domborzati modellen alapuló terepmélyedések feltöltésével járó módszert alkalmazni („DDM + sink fill”), mivel ez egyrészt realiztikusabban képezi le a valós helyzetet, másrészt térben elhelyezi a visszatartás főbb helyeit (melyek a térfogat szerint a legjelentősebbek). A távérzékeléssel és a javuló terepmodellekkel a technikai feltételek is a finomabb módszereknek kedveznek hosszabb (már akár pár éves) távon.

4. A HIDROLÓGIAI ÖSZ-EK ÖSSZEVETÉSE MÓDSZEREK ÉS ÖKOSZISZTÉMÁK SZERINT - A MINTATERÜLETI ÉS AZ ORSZÁGOS ÉRTÉKELÉS TANULSÁGAI

Az dombvidéki mintaterületi értékeléseket annak érdekében végeztük el, hogy reflektálni tudjunk az országos értékelésre, elsősorban módszertani szempontból. Először a három dombvidékre alkalmazott módszerek egységes szempontok szerinti összevetését mutatjuk be, majd a mintaterületen az egyes ökoszisztémák értékelésénél tapasztalt általános tanulságokat taglaljuk. Bár sok hasznos információval bír, a mintaterületi eredmények elemzésénél szem előtt kell tartanunk, hogy azok elsősorban a Zala vízgyűjtőn uralkodó viszonyok között érvényesek, és nem feltétlenül általánosíthatók más helyekre is.

4.1. Módszerek értékelése

A mintaterületre elvégzett elemzések alapján a három térképezési módszerrel kapcsolatos legfontosabb tanulságokat a 21. táblázat: A három vizsgált módszer értékelése elemezzük. Ebben egységes szempontok szerint értékeltük az eljárásokat. Ahhoz, hogy az értékelés ne kizárólag szubjektív/minőségi legyen, az egyes szempontokhoz negatív (hátrány) vagy pozitív (előny) pontokat rendeltünk. A szempontok rövid magyarázata:

- Munkaigény: az elfogadható eredmények előállításához szükséges szakértelem, munka- és időráfordítás. Minél munkaigényesebb a módszer, annál több negatív (-) pont.
- Adatigény: a módszer használatához szükséges bemeneti adatok mennyisége, minősége, hozzáférhetősége. Minél adatigényesebb a módszer, annál több negatív (-) pont.
- Beállítási lehetőségek: annak jellemzése, hogy adott számítási eljárást milyen mértékben lehet egy adott vízgyűjtőhöz, annak környezeti sajátosságaihoz igazítani. Pl. figyelembe vehető-e a helyi éghajlat, a szezonális változások, a felszíni és felszín alatti hidrológiai sajátosságok és a vízkormányzás. Minél több beállítási lehetőséget biztosít a módszer, annál több pozitív (+) pont.
- Eredmény információtartalma: a módszer relatív viszonyszámot vagy pedig valós fizikai tartalommal rendelkező adato(ka)t biztosít. Az eredmények időfüggetlenek, vagy statikusak (néhány mértékadó állapotot jellemeznek) vagy pedig dinamikusak (a napi változást írják le). Minél nagyobb az eredmény információtartalma, annál több pozitív (+) pont.
- Ellenőrizhetőség: annak jellemzése, hogy a számítási eredmények milyen mértékben vethetők össze mérhető hidrológiai/környezeti változókkal. Ettől függ ugyanis az, hogy a módszereket mennyire lehet a valósághoz igazítani. Minél inkább ellenőrizhető a módszer, annál több pozitív (+) pont.
- Összegzés: a fenti öt szempontra kapott (-) és (+) pontok összege.

21. táblázat: A három vizsgált módszer értékelése

Értékelési szempont	Országos módszertan	InVEST	SWAT
Munkaigény	-	--	----
Adatigény	-	--	---
Beállítási lehetőségek	+	++	+++
Eredmény információtartalma	+	+++	+++
Ellenőrizhetőség	+	++	+++
Összegzés	+	+++	++

Az SzMCs által felállított és a mintaterületi elemzések során továbbfejlesztett **országos módszertan** előnyét az egyszerűsége adja. Az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelések során gyakran használt mátrix-modell (Burkhard *et al.* 2009) az alapja: az egyes ökoszisztéma-kategóriákhoz rendel hozzá értékeket. Ezt pontosítottuk további, térbeli befolyásoló tényezőkkel (\square szabály-alapú mátrix modell), a talaj vízgazdálkodási tulajdonságaira és a domborzatból adódó lefolyási útvonalakra vonatkozólag. A modell egyszerűsége egybevág a Hidrológia SzMCs és a projektelem célkitűzéseivel: **olyan ŐSz térképezési módszer felállítása, ami országosan kis manuális munka befektetésével, könnyen értelmezhető eredményt biztosít.** Hátrányai ugyancsak az egyszerűségéből adódnak: mivel a mintaterületi számítások során a három vizsgált szolgáltatás esetében azonos logikát és egymáshoz közel eső vegetációs súlyszámokat használtunk, az országos módszer hasonló eredményeket és térbeli mintázatokat adott a lefolyás, erózió és diffúz tápanyag szabályozás esetén. Fontos hiányossága továbbá az országos módszernek, hogy a szolgáltatás mértékére meghatározott relatív viszonyszámok nem nyújtanak semmilyen információt a biofizikai egységekben mérhető szolgáltatás-mennyiségekre.

A SWAT modell előnye az, hogy térben és időben igen részletes hidrológiai és vízminőségi eredményeket biztosít. A felszíni és felszín alatti csapadék-összegyülekezés és tározódás mellett számol evapotranspirációval, a növényi jellemzők éven belüli változásával és gazdálkodási beavatkozásokkal. Emellett lehetséges a modell automatizált kalibrációja, érzékenységvizsgálata és mérésekkel való igazolása. Fő hátrányai a nagy adat-, idő-, munka- és szakértelem igénye. Továbbá a modell túlparaméterezett (több különböző paraméter-kombináció is hasonlóan jó modellilleszkedést biztosít), ami bizonytalanná teszi az eredményeket. Végül a HRU alapú megközelítés miatt a lefolyási hierarchia nem jelenik meg explicit módon a számítási eredményekben.

Az **InVEST** modell **jó kompromisszumnak** bizonyult az elemzések során. Egyszerűsített módon, de figyelembe veszi a leírt folyamatok fizikai-biológiai hátterét. Közepes adat- és munkaigény jellemzi, az eszköz használatához nem szükséges kifejezetten elmélyült szaktudás. Ugyanakkor mind a bementi térképi adatok összeállítása, mind a modellparaméterek megválasztása lehetővé teszi a szakértői tudás hasznosulását. Az elvégzett elemzések alapján beigazolódott, hogy az országos léptékű térképezésre az előállított eredmények tekintetében InVEST lenne az ideális választás. Ugyanakkor a mintaterületi tapasztalatok arra is rámutattak, hogy a feladat munka- és időigénye meghaladja a projektben erre a célra kijelölt keretet.

Bár az országos módszerben a terepre vonatkozó súlyszám révén érvényre jutnak a domborzati viszonyok (lejtés és a felvízi irányban található közvetlen részvízgyűjtő) az adott cella közvetlen közelében, a módszer nem ad számszerű információt a **teljes vízgyűjtőre kiterjedő lefolyási hálózat mentén történő összegyülekezés** mértékéről. Ez a SWAT esetén is hátrányt jelent, a hidrológiai fa mentén zajló **csapadék-összegyülekezést, illetve az arra épülő erózió- és tápanyag szabályozást** a három értékelt módszer közül **egyedül az InVEST számszerűsíti**.

A mintaterületi elemzések alapján az **országosan alkalmazandó becsülő összefüggések és súlyszámok megbízhatóságával kapcsolatban vegyesek a tapasztalataink**. Mind térben, mind felszínborítási kategóriánként vizsgálva felfedezhetők jelentős eltérések a megbízhatóbbnak vélt módszerek eredményeitől. Ezek elsősorban a **települési és agrárterületeken** állnak fenn: a Zala-vízgyűjtő mintaterületen tapasztalt körülmények között jobban teljesítenek ezek a kategóriák, így az országos értékeléshez használt becslést értékeket felfelé lehetne javítani.

A mintaterületen alkalmazott modellek alapján a „**tényleges ÖSz**” szintre is tudunk becslést adni, térképezni. Azonban továbbra is fennáll, hogy a **tényleges lefolyás-mérséklés** nem egyenlő a **tényleges (dombvidéki) árvíz kockázat-csökkentéssel**, mivel továbbra sem tudjuk, hogy mekkora csapadékesemény okozott volna meder-túllépést (árvizet), és ehhez képest mennyit kellett/tudott volna megfogni (lefolyását mérsékelni) a növényzet.

A környezeti változók (környezeti kitettség) figyelembe vételével egyfajta „kereslet” avagy „**környezeti igény**” is beépül a számításokba. Ezért ennek megfelelően fel (vagy le) értékelődhet egy-egy a növényzet által nyújtott funkció (ÖSz). Így például adott vegetáció eróziószabályozó hatása nagyobb súllyal jut érvényre az erózió-veszélyeztetett területeken. Ez a hatás több ÖSz esetén is megfigyelhető a zalai mintaterületen lévő homokosabb/vályogosabb részek közti eltérésnél, vagy a földrajzi elhelyezkedés szerint változó jellemző csapadékmennyiség hatása a megállapított ÖSz-re, de akár a völgyek alján összegyülekező tápanyagterhelés miatt megnövekedett szűrés ÖSz mértéke is. A modelltől, illetve az ÖSz-től függően, a környezeti hatás akár erősebbnek is bizonyulhatnak, mint maga a növényzeti hatás (pl. SWAT tápanyag-szűrés).

4.2. Ökoszisztémák szerint - Felszínborítási kategóriák átlagos szolgáltatásai

Az ÖSz-ek térképes ábrázolása mellett érdemes vizsgálni az egyes felszínborítási kategóriák átlagosan nyújtott szolgáltatásait is a különböző megközelítésekben a Zala vízgyűjtő mintaterületén. Ezzel gyorsan értelmezhető és átfogó információhoz juthatunk, ami a környezeti feltételek adott vízgyűjtőre jellemző különféle kombinációinak ÖSz-ekra gyakorolt hatásait aggregálja.

Ehhez a lekérdezéshez az Ökoszisztéma-alaptérkép 2. szintű kategóriáiból indultunk ki. Bizonyos felszínborítások esetében (31-35 – gyepek; 51-52 – vizes élőhelyek; 61-62 – felszíni vizek) a kis területi érintettség és a jobb áttekinthetőség miatt az 1. szintet használtuk. Az ÖSz-ek lekérdezését a 22. táblázatban megadott kategóriák és terület méretek szerint végeztük el. A lekérdezések eredményeit a 77. ábra mutatja be.

22. táblázat: Átlagos ŐSz-ek meghatározásához használt felszínborítási kategóriák

Kód	Felszínborítási kategória megnevezése	Terület [ha]
11	Épületek	1743
12	Utak és vasutak	2848
13	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	328
14	Zöldfelületek mesterséges környezetben	11929
21	Szántóföldek	49661
22	Állandó kultúrák	1945
23	Komplex területek	4241
30	Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet	8803
41	Többletvízhatástól független (TVFLN) erdők	21579
42	Természetszerűbb galériaerdők	5
43	Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők	2691
44	Idegenhonos fajok dominálta erdők, faültetvények	19198
45	Erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek	2238
46	Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	14787
50	Vizes élőhelyek (Wetlands)	4047
60	Felszíni vizek (Rivers and lakes)	662

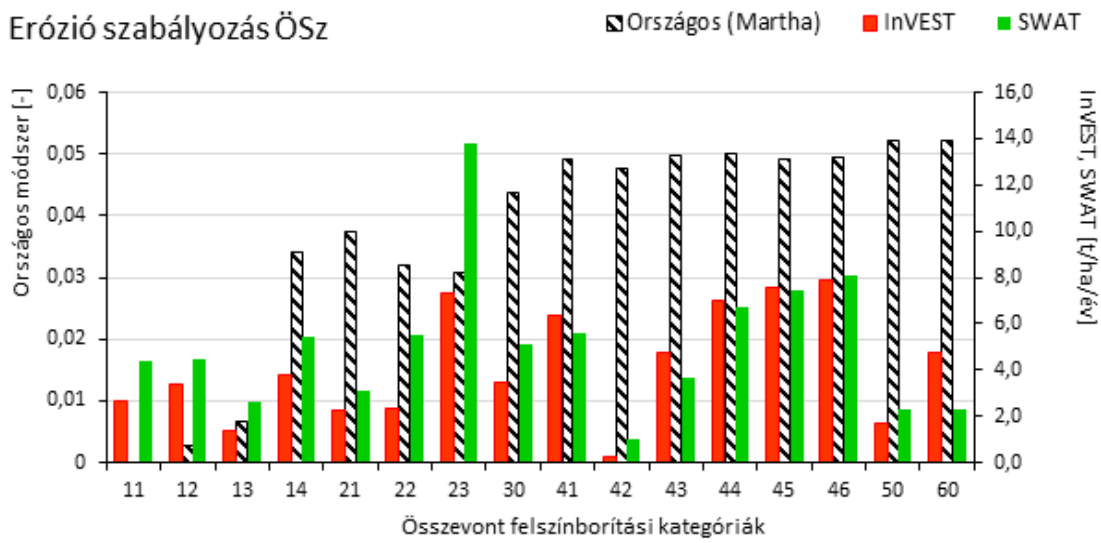
A **lefolymérséklés ŐSz-re** vonatkozó legfontosabb megállapítás egybevág a térképes összevetés tapasztalatával is: az országos módszertan (MARTHA-H1D) és az InVEST Seasonal Water Yield modulja viszonylag hasonló eredményre vezetett az egyes felszínborítási kategóriák közti változások terén. Nemcsak az **erdők**, de a **mezőgazdasági területek** esetében is jelentős a vízvisszatartás a szántóföldi növények nagy vízfelvétele és párologtatásának következtében (23. táblázat). A SWAT esetén jóval homogénebb az ŐSz alakulása, nehéz egyértelmű összefüggést találni a felszínborítás és az ŐSz átlagos értéke között.

A lefolymérsékléstől eltérően az **erózió** esetén az InVEST és a SWAT eredmények mozognak együtt. A kategóriák közti tendencia mellett az egyes típusokra adódó átlagos ŐSz értékek is viszonylag jó egyezést mutatnak. A várakozásoknak megfelelően a fás állományok biztosítják a legjelentősebb abszolút visszatartást.

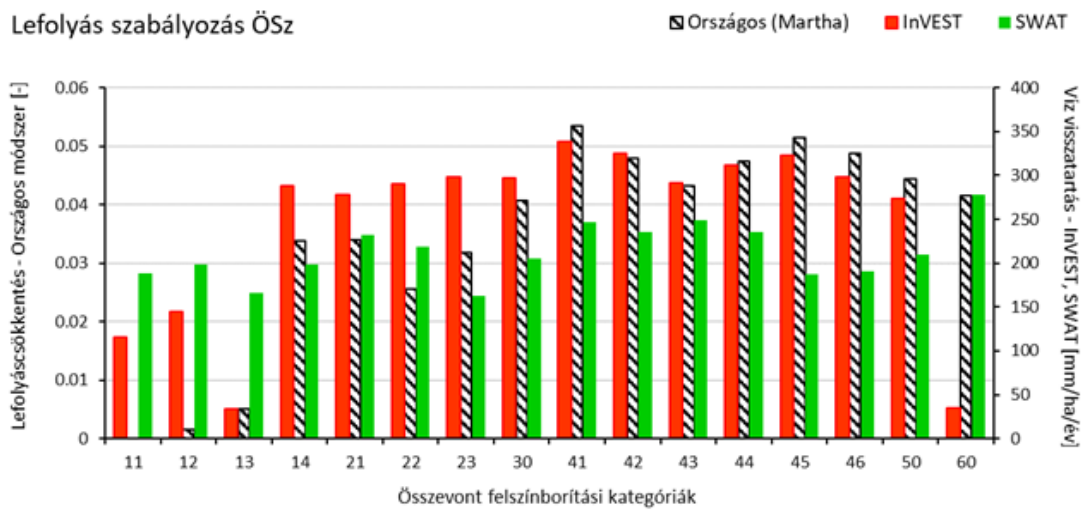
Diffúz tápanyag szűrés (összes foszfor visszatartás) esetén szintén megmutatkozott a szántóföldi művelés alatt álló és a természetközeli gyep- és erdőterületek közti különbség. **A mezőgazdasági területek esetén az alacsonyabb ÖSz-értékeket** a tápanyag-utánpótlás (műtrágyázás) és a jelentős ideig fedetlen talajfelszín magyarázza, ami kedvez a talajhoz kötött foszforformák mobilizációjának. Az eróziókontroll és a tápanyag szűrés ÖSz eltérő tendenciát mutat bizonyos vegetáció-típusok esetén (városi területek, gyepek). Ennek a magyarázatát az adja, hogy bár a foszfor elsősorban a talaj szemcsékhez adszorbeálódik, így van egy erős összefüggés a két folyamat között, de két további tényező - hol mennyi foszfor kötődik, ill. hol mennyi talaj erodálódik - miatt nincs egyenes összefüggés a kettő között. Nitrogén esetében a SWAT modell nem jelez jelentős különbséget a növény típusok között (78. ábra). Ez annak köszönhető, hogy a domborzati és talaj tulajdonságok erőteljesebben jelennek meg befolyásoló tényezőként.

A várakozások szerint általában véve a **fás vegetáció nyújtja a legjelentősebb ÖSz-eket**, igaz, a többi felszínborításhoz képesti előny mértéke szolgáltatásonként változó volt. Utóbbi azzal magyarázható, hogy bár az egyes ÖSz-ek kapcsolatban állnak egymással, azok **tényleges értékeire a helyi környezeti adottságok más-más súllyal bírnak**. A tényleges ÖSz-ek fás vegetáció esetén megfigyelt magas szintje a faállományok sajátosságai (nagy lombfelület, vastag avarréteg, nincs mesterséges tápanyagpótlás, stb.) mellett azok elhelyezkedésével is magyarázható. A fás felszínborítások ugyanis gyakrabban vannak jelen a nehezen művelhető, meredek és ezért gyors lefolyású, erózióérzékeny területeken, illetve vízfolyások közvetlen közelében. Előbbi esetben a fás állományok forráskontrollt biztosítanak, azaz helyben tartják a vizet, talajt, foszfort, míg utóbbi esetben a már mobilizálódott anyagáramot mérséklék (szűrik) közvetlen a befogadóba jutás előtt.

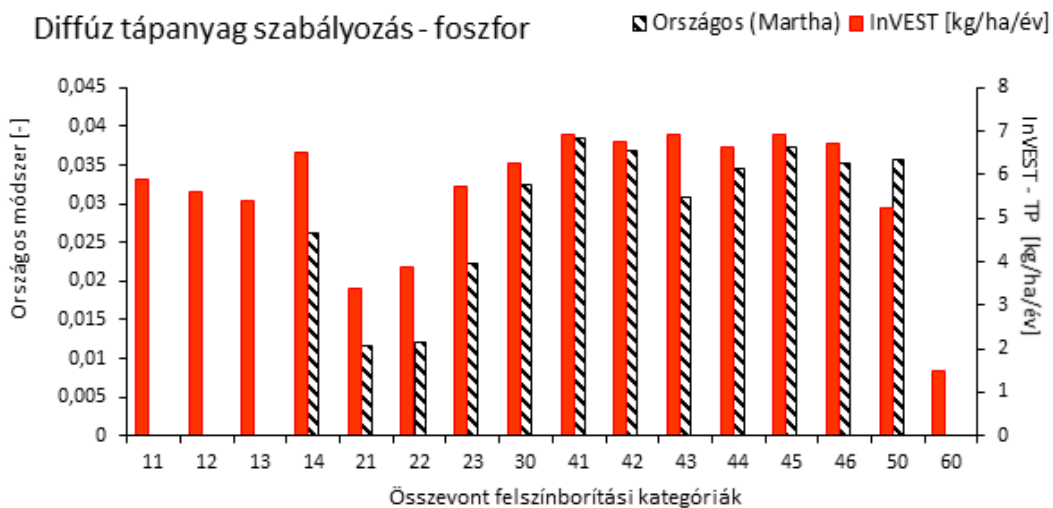
Erózió szabályozás ÖSz



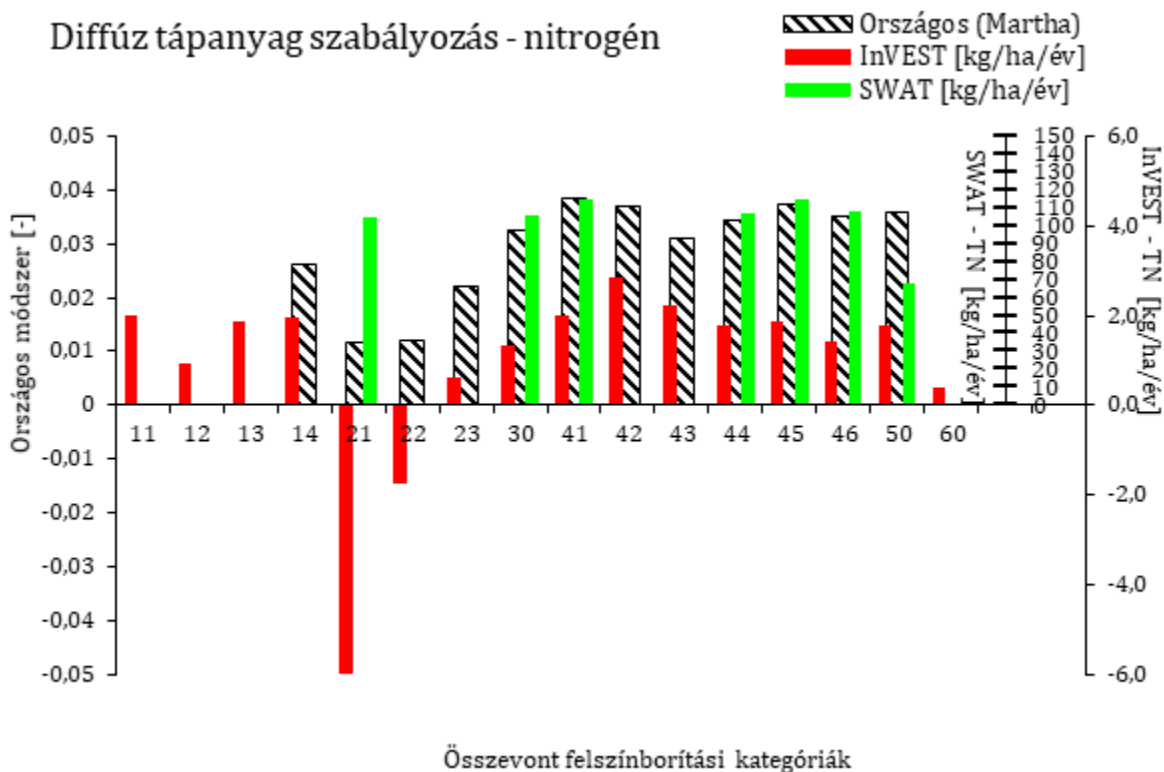
Lefolyás szabályozás ÖSz



Diffúz tápanyag szabályozás - foszfor



77. ábra: Átlagos ÖSz értékek felszínborítási kategóriánként: lefolyásszabályozás (dombvidéki árvíz kockázatcsökkentés ÖSz), eróziószabályozás Ösz, diffúz tápanyag szabályozás (szűrés ÖSz; összes foszfor visszatartás), a három tesztelt módszerrel: országos - szakértői becsléseken alapuló országos módszertan; InVEST - Seasonal Water Yield (víz visszatartás) Sediment Delivery Ratio (hordalék visszatartás) ill. Nutrient Delivery Ratio (tápanyag visszatartás) modulokkal; és SWAT (TP – összfoszforra). Az országos módszertan skálája relatív (első y-tengelyként ábrázolva), a SWAT és InVEST eredmények fizikai egységekként vannak megadva (második y-tengely).



78. ábra – Az országos módszer, az InVEST és a SWAT modell eredményeinek összevetése diffúz tápanyag visszatartás tekintetében összes nitrogénre (TN). Az országos módszer értékei csak orientációként szerepelnek, mivel foszforra lettek kidolgozva.

23. táblázat: Az ökoszisztémák mintaterületi lefedettsége, valamint lefolyásmérséklés ŐSz értéke az egyes modellek szerint

Kód	Megnevezés	Terület [ha]	Országos (Martha) [-]	InVEST [mm/év]	SWAT [mm/év]
11	Épületek	1743	0,000	115	188
12	Utak és vasutak	2848	0,002	144	199
13	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	328	0,005	34	166
14	Zöldfelületek mesterséges környezetben	11929	0,034	288	199
21	Szántóföldek	49661	0,034	278	232
22	Állandó kultúrák	1945	0,026	290	219

Kód	Megnevezés	Terület [ha]	Országos (Martha) [-]	InVEST [mm/év]	SWAT [mm/év]
23	Komplex területek	4241	0,032	299	162
30	Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet	8803	0,041	297	205
41	Többletvízhatástól független (TVFLN) erdők	21579	0,053	338	246
42	Természetszerűbb galériaerdők	5	0,048	325	235
43	Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők	2691	0,043	291	249
44	Idegenhonos fajok dominálta erdők, faültetvények	19198	0,047	312	235
45	Erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek	2238	0,051	323	187
46	Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	14787	0,049	298	191
50	Vizes élőhelyek (Wetlands)	4047	0,044	274	209
60	Felszíni vizek (Rivers and lakes)	662	0,042	35	278

5. HIDROLÓGIAI SZÓSZEDET

árapasztó tározó: gyakran mint „vésztározó” szerepel a hidrológiai irodalomban, valójában vízkárelhárítási célú tározó, mely nem jár töltésbontással. Ide tartozik az alábbi három típus:

záportározó: vízfolyáson vagy vízfolyás mentén kiépített, kizárólag az árhullámok csúcs-vízhozamainak és vízállásainak mérséklését szolgáló, időszakosan vizet tartó tározó

árvízcsúcs-csökkentő tározó: vízfolyáson vagy vízfolyás mentén kiépített, az árhullámok csúcs-vízhozamainak és vízállásainak mérséklését szolgáló olyan állandóan vagy időszakosan vizet tartó tározó, amelynél a maximális tározási térfogat legalább 50%-a árvíz-visszatartásra szabadon áll; a VTT-tározók elsősorban ide tartoznak

szükségtározó: vízfolyások mentén, árhullámok részleges visszatartására kijelölt, ideiglenes vízvisszatartást szolgáló, be- és kivezeti helyekkel ellátott terület

árvíz: A folyó vagy vízfolyás középvízi medrének partélét meghaladó, ill. középvízi medréből kilépő víz.

árvíz elöntési gyakoriság (utalva a víz ökológiai hasznosságára): mentett oldali vagy nyílt ártéri területen az árvíz elöntés tapasztalati vagy modellezési úton meghatározott előfordulási valószínűsége. Az előfordulási valószínűséget, a veszély paramétereivel egyetemben (vízmélység, vízsebesség) a veszélytérképek tartalmazzák. Ezek a hullámterre nem tartalmazzák elöntési valószínűséget. Önmagában az árvízi elöntés még nem okoz feltétlen kárt, a kár az érintett terület árvízzel szembeni érzékenységének függvénye. Az árvizek a folyók életének természetes velejárói. A vízszabályozások előtt a társadalom különböző alkalmazkodási formákat alakított ki, lásd pl. fokgazdálkodás.

árvíz kockázat-csökkentés ökoszisztéma-szolgáltatás: egy ökoszisztéma azon képessége, amivel helyben vagy más területen kialakuló árvíz kockázatot mérsékli. Alapja az árvízi veszélyeztetettség (tehát az elöntési valószínűség) csökkentése: ez történhet a vízgyűjtőn végbemenő csapadék-összegyülekezési folyamatok kiegyenlítése révén (a felszíni és a felszín közeli lefolyás lassítása, jellemzően domb- és hegyvidéki területek), vagy a folyón levonuló árhullámok maximális vízszintjeinek csökkentésével (az áradó víztömeg egy részének a hullámtéren/nyílt ártéren kívüli tározása, jellemzően síkvidéki területeken).

aszály:

meteorológiai aszály (csapadék, hőmérséklet, párolgás): a normálistól lényegesen kevesebb csapadékösszeggel és/vagy nagyobb potenciális párolgással jellemzett időszak (erősen földrajzi helyfüggő).

hidrológiai aszály (lefolyás, vízhozam, vízszintek, hóborítás): a vízgyűjtő átlagosnak tekinthető állapotától eltérő helyzet, ami a lefolyás, a vízhozamok és a vízszintek csökkenéséhez vezet. A hidrológiai aszály pontos, számszerű megadása a vizsgált vízgyűjtő vízjárásának statisztikai jellemzői alapján lehetséges.

mezőgazdasági aszály (talajnedvesség, talajvízszint): a mezőgazdasági haszonnövények fejlődését érdemben károsító relatív vízhiányos állapot, ami arra

vezethető vissza, hogy a növény nem tudja kielégíteni fiziológiai igényeit. Ebből következik, hogy a mezőgazdasági aszály kialakulását nemcsak a fizikai feltételek (talajnedvesség, potenciális párolgás, stb.), hanem a növényfajta és a fenológiai fázis is befolyásolja.

társadalmi-gazdasági vonatkozású aszály: a meteorológiai, hidrológiai és mezőgazdasági aszály miatt korlátozott hozzáférés bizonyos erőforrásokhoz, társadalmi javakhoz.

aszálymérséklés ökoszisztéma-szolgáltatás: a belvizek helyben tartása által várhatóan bekövetkező hatás az aszály csökkentésére, mely többek közt az oldalirányú szivárgáson, a mikroklíma pozitív befolyásolásán keresztül, illetve hosszútávon a talajvíz utánpótlása által történhet.

átlagos napi csapadékosság, napi csapadék intenzitás: egy adott periódusban lehullott csapadék-összeg és a csapadékos napok számának hányadosa

belvíz: A talaj olyan víztöbblete, mely egyrészt a talaj felső rétegeit - a levegő kiszorításával - kétfázisúvá teszi, másrészt nagy tömegben a terep lokális mélyedéseiben összefüggő, lefolyás nélküli szabad vízfelszínű elöntéseket eredményez. Jellemzője, hogy helyben képződik a kedvezőtlen meteorológiai és vízjárási tényezők hatására: hirtelen hóolvadásból, csapadéktevékenységből, de keletkezhet magas talajvízállásból is, amikor a talajvíz kilép a felszínre.

belvízhasznosítás: a télvégi, tavaszi belvizek egy részének későbbi - vízhiányos időszaki - mezőgazdasági hasznosítása. Elemei megjelennek a belvízgazdálkodás és a belvízviasszatartás tevékenységei között. A belvízhasznosítás alapja a belvíz tározása természetes, illetve mesterséges tározókban és szántóföldeken, a vizek késleltetett beszivárgásával. A tározott belvizek felhasználhatók öntözésre vagy tógazdaságok vízellátására.

CICES: Common International Classification of Ecosystem Services - ÖSz-ek nemzetközi kategóriarendszere

CN szám - Curve Number: energetikai alapú párolgászámítás, az USA-ban elterjedt Curve Number (lefolysági görbe alapú) lefolysászámítás; egy adott talajtípus adott felszínborítással rendelkező részén egy egyszerű függvény szerint határozza meg az adott napon a lefolysó víz mennyiségét.

érdesség, felszíni: Hidraulikai értelemben az áramlási közeg súrlódási ellenállását jellemző fizikai paraméter, a felszín egyenlőtlenségeitől és anyagától függ. Tágabb értelmezésben a felszín/növényzet művelési ág szerinti, ill. a növénytakaróból adódó, a növényi struktúrák/szárazak által csökkentett vízvisszatartó, lefolys-lassító hatás. A nagyobb érdesség lassabb felszíni vízmozgást okoz, ami miatt növeli a talajba való beszivárgást, a hordalék lerakódást és a direkt növényi felvételt.

evaporáció: fizikai párolgás, szabad felszínekről - víz, talaj, burkolt felület, növényzet stb.

evapotranspiráció: párologtatás, a növényzet párologtatása (transzspiráció) és a felszínekről történő párolgás (evaporáció) együtt

hidrológiai fa: a domborzat és a lejtőviszonyok alapján meghatározott lefolysági hierarchia/összegyülekezési hálózat; kiemelt szerepe van a vízgyűjtők, vízrendszerek hidrológiai leírásában, modellezésében.

HRU - Hidrological Response Unit, Hidrológia válaszegység: hidrológiai értelemben azonos területek, hidrológiai szempontból homogén részek, területhasználat, talajtípus és a felszín esése alapján.

hullámtér: a folyók, vízfolyások partvonala és az árvédelmi fővédvonal közötti terület.

infiltráció: beszivárgás

intercepció: lombkorona, avar, cserjék, lágyszárúak felületén történő víztározás, csapadék megtartás

kockázat (árvíz): a különböző kiterjedésű elöntések hatására kialakuló károk várható értéke. A terület árvízi veszélyeztetettségének és vagyoni értékének függvénye.

lefolyási hierarchia: digitális domborzatmodellből származtatott információ. Minden cellára megadja az attól topográfiailag magasabban elhelyezkedő részvízgyűjtő méretét.

mentesített ártér: olyan terület, amelyet épített védőművek védenek a folyók és patakok árvizeinek elöntésétől.

nagyvízi meder: a vízfolyást vagy állóvizet magában foglaló terület, amelyet az árvíz levonulása során a víz rendszeresen elborít, és amelyet a mértékadó árvízszint vagy az eddig előfordult legnagyobb árvízszint közül a magasabb jelöl

nyílt ártér: olyan terület, amelyet a folyók és patakok medréből kilépő víz – az árvíz – szabadon elönthet.

száraz időszak: az a leghosszabb időszak, amikor a napi csapadék nem éri el az 1 mm-t

szűrés ökoszisztéma-szolgáltatás: az ökoszisztéma azon képessége, hogy a vízzel mozgó tápanyagokat visszatartsa, kiülepítse vagy felvegye (növényi biomasszába beépítse; abszorpció), vagy a felszínéhez kösse (adszorpció).

transpiráció: a növényzet párologtatása a növények saját szerveiből

TWI - Topographic Wetness Index - a lejtőszög és a lokális részvízgyűjtő mérete alapján származtatott statikus mutatószám, aminek értéke korrelál több környezeti változóval és hidrológiai folyamattal (talajnedvesség, talaj genetikai szintek vastagsága, a talajok mechanikai összetétele, szervesanyag- és foszfortartalma, potenciális lefolyás mértéke, élőhely mintázat, stb.)

villámárvíz: intenzív, jellemzően rövid időtartamú csapadékok hatására medrűkből kilépő kisvízfolyások áradásai ('flash flood'). A heves záporok, zivatarok következtében a felszíni lefolyás gyorsan, szinte beszivárgás nélkül jut el a település befogadójába, amelynek mennyisége meghaladja annak a vízvezető kapacitását. A villámárvizek jellemzően kisméretű (<200 km²) vízgyűjtőket érintenek, ahol az összegyülekezési idő eleve rövid. Emellett a kiváltó csapadékesemények intenzívek és rövid idejűek, ami rendkívül megnehezíti a jelenség előrejelzését.

vizenyős vagy vízjárta területek: időszakosan elöntésre kerülő vagy vízzel telített talajú területek, így különösen:

az olyan terepmélyedések, síkvidéki erek, semlyékek, amelyek a területet érintő vízszabályozás, vízrendezés előtt rendszeresen, a szabályozást követően pedig időszakosan vízzel borítottak,

a természetes állóvizek feltöltődése során kialakult vizenyős, mocsaras területek, amelyek felületének túlnyomó részét növényzet borítja, de a talaj tartósan vízzel telített,

a dombvidéki patakok, állandó vagy időszakos vízfolyások, völgyek, vízmosások által érintett olyan területek, amelyekre az időszakos elöntés jellemző,

a folyók elhagyott ősmédrei, a folyókat kísérő, a jelenlegi medertől távolabb elhelyezkedő olyan vonulatok, terepmélyedések, amelyek eredete a folyó egykori medrére vezethető vissza.

Vizes élőhelyek:

Vízvisszatartás: A síkvidéki víztározás, tágabb értelemben a belvízgazdálkodás fontos eszköze a belvízvisszatartás és a belvíztározás. Előbbi azt jelenti, hogy egy adott területre lehullott csapadék visszatartásra kerül az arra alkalmas helyen, utóbbi alatt a vízgyűjtőterületről levezetett belvíz tározása értendő. Mindkét esetben sokoldalú vízügyi, műszaki mezőgazdasági tevékenység együttes, összehangolt megvalósításáról van szó.

víztest: a NÖSZTÉP keretén belül nem a VGT-ben használt lehatárolt mérettartomány, hanem bármilyen méretű nyílt, felszíni vízegység.

WRI - Water Retention Index: "Vízmeztartó tényező". A WRI egy összetett, dimenzió nélküli mutató, amely a növényzet, a talaj és az az alatti víztartó rétegek általi potenciális vízvisszatartást tükröző paramétereket, valamint a lejtőgrádiens és a mesterségesen lefedett területek hatását veszi figyelembe

További hidrológiai fogalmakat lásd: <http://www.ovf.hu/hu/vizrajzi-fogalomtar>.

6. IRODALOM

- Abdollahi L., Munkholm L.J., Garbout A. (2013). Tillage System and Cover Crop Effects on Soil Quality: II. Pore Characteristics. *Soil Science Society of America Journal* DOI: 10.2136/sssaj2013.07.0302
- ÁKK – 2014 Konzorcium (2015) Árvízi kockázati térképezés és stratégiai kockázatkezelési terv készítése - Összefoglaló. Országos Vízügyi Főigazgatóság, Budapest. <http://akk.vizugy.hu/>
- Albert C, Bonn A, Burkhard B, Daube S, Dietrich K, Engels B, Frommer J, Götzl M, Grêt-Regamey A, Job-Hoben B, Koellner T, Marzelli S, et al. (2016) Towards a national set of ecosystem service indicators: Insights from Germany. *Ecological Indicators* 61: 38–48.
- Albert, C., Burkhard, B., Daube, S., (2015). Development of national indicators for ecosystem services recommendations for Germany: Discussion paper, BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn- Bad Godesberg.
- Aldous A, Fitzsimons J, Richter B, Bach L (2011) Droughts, floods and freshwater ecosystems: evaluating climate change impacts and developing adaptation strategies. *Mar Freshwater Res* 62(3): 223.
- Alexander, L., Zhang, X., Peterson, T. C., Caesar, J., Gleason, B., Klein Tank, A. M. G., Haylock, M., Collins, D., Trewin, B., Rahimzadeh, F., Tagipour, A., Rupa Kumar, K., Revadekar, J., Griffiths, G., et al. (2006): Global observed changes in daily climate extremes of temperature and precipitation, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111 (D05), pp. 109.
- Alila, Y., Kuraś, P.K., Schnorbus, M., Hudson, R. (2009). Forests and floods: A new paradigm sheds light on age-old controversies: Forests and floods – a new paradigm. *Water Resour. Res.* 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR007207>
- Allen RG., Peretira LS., Raes D., Smith M. (1998) Crop evapotranspiration-guidelines for computing crop water requirements. FAO, Rome, FAO irrigation and drainage paper 56, ISBN 92-5-104219-5
- Anda A., Boldizsár A. (2005). A Balatoni nád mikroklimájának a termőhely vízellátás változásából fakadó eltérései. *Hidrológiai Közlöny* 1, 31-35.
- Anda, A., Soos, G. Teixeira J., da Silva, Kozma-Bognar, V. (2015). Regional evapotranspiration from a wetland in Central Europe, in a 16-year period without human intervention. *Agricultural and Forest Meteorology* 205, 60-72.
- Arany I, Vári Á, Kalóczkai Á, Aszalós R, Blik P, Kelemen K, Kelemen M, Bóné G, Lellei-Kovács E, Czúcz B (2019) Diversity of flower rich habitats can provide persistent source of healthy diet for honey bees. *European Journal of Geography* 10(2): 89–106.
- Arany I., Aszalós R., Bereczki K., Czúcz B., Kalóczkai Á., Kiss M., Kovács E., Kovács-Hostyánszki A., Marjainé Szerényi Z., Riskó A., Somodi I., Vári Á., Zölei A., (2018). NÖSZTÉP Konceptcionális és módszertani keretdokumentum.
- Arrouays, D., McKenzie, N., Hempel, J., Richer de Forges, A., McBratney, A. B. (2014). *GlobalSoilMap: Basis of the global spatial soil information system*. CRC Press, 494.
- ATK TAKI, ATK (2019). II/1. feladat Talajok szerves anyagban tárolt teljes N tartalmának becslése. Budapest, OV: Nitrát Direktívának való megfelelés - Diffúz tápanyagbecslés módszertanának pontosítására vonatkozó vizsgálatok.
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Winthrop, R. (2013). Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling_ A case study from the San Pedro River, Arizona. *Ecosyst. Serv.* 5.
- Bakacsi, Zs., Pásztor, L., Szabó, J., Laborczai, A. (2013). Belvízveszélyes területek 3D talajfizikai adatbázisa 19 belvízvédelmi szakasz területére. 50 m felbontás.
- Bakacsi, Zs., Tóth, T., Makó, A., Barna, Gy., Laborczai, A., Szabó, J., Szatmári, G., Pásztor, L. (2019). National level assessment of soil salinization and structural degradation risks under irrigation. *Hungarian Geographical Bulletin* 68(2): 141-156.
- Balatonyi L (2016) Árvízhozam előrejelzés optimalizálása középhegységi és dombvidéki kisvízgyűjtőkre. PhD. értekezés, Pécsi Tudományegyetem, 160 p.

- Balogh P (2005) A Nagykörúii Tájgazdálkodási Program tanulságai és javaslatai. In: Tájhasználat a Tisza-tó térségében - Tények és lehetőségek Tisza Klub Környezet és Természetvédő Társadalmi Szervezet, Szolnok, p. 16.
- Barth, N.-C., Döll, P. (2016). Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. *Ecosyst. Serv.* 21, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.012>
- Bashfeld, A., & Keim, A. (2011): Continent-wide DEM creation for the European Union. 34th International Symposium on Remote Sensing of Environment, Sydney, Australia.
- Bastian, O., Syrbe, R.-U., Rosenberg, M., Rahe, D., Grunewald, K., (2013). The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 4, 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.003>
- Beven, K.J., Kirkby, M.J. (1979) A physically based, variable contributing area model of basin hydrology / Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant, *Hydrological Sciences Journal*, 24:1, 43-69, DOI: 10.1080/02626667909491834
- Birkás M., Dekemati I., Kende Z., Radics Z., Szemók A. (2018). A sokszántásos műveléstől a direktvetésig – Előrehaladás a talaj művelésében és védelmében. *Agrokémia és talajtan* 67: 2, 253-268 <https://doi.org/10.1556/0088.2018.00012>
- Blanka V., Mezősi G. (2012): A klímaváltozás várható környezeti hatásai az Alföldön. In: Nyári D. (szerk.): *Kockázat – Konfliktus – Kihívás. A VI. Magyar Földrajzi Konferencia, a MERIEXWA nyitókonferencia és a Geográfus Doktoranduszok Országos Konferenciájának Tanulmánykötete.* Szeged. pp. 60–71.
- Borics G, Ács É, Boda P, Boros E, Erős T, Grigorszky I, Kiss KT, Lengyel S, Re NM (2016). Water bodies in Hungary – an overview of their management and present state. *Hungarian Journal of Hydrology* 96(3): 11.
- Boros, G., Tátrai, I., György, Á.I., Vári, Á., Nagy, S.A. (2009). Changes in internal phosphorus loading and fish population as possible causes of water quality decline in a shallow, biomanipulated lake. *Intern. Rev Hydrobiol* 94, 326–337.
- Boswell, J.S, Olyphant, G.A. (2007). Modeling the hydrologic response of groundwater dominated wetlands to transient boundary conditions: Implications for wetland restoration. *Journal of Hydrology* (2007) 332, pp. 467-476, doi:10.1016/j.jhydrol.2006.08.004
- Bozán, Cs., Bakacsi, Zs., Szabó, J., Pásztor, L., Pálfai, I., Körösparti, J., Tamás, J. (2008). A belvíz-veszélyeztetettség talajtani összefüggései a Békés-Csanádi löszháton. *Talajvédelem különszám*, 43–52.
- Bozán, Cs., Takács, K., Körösparti, J., Laborczy, A., Túri, N., Pásztor, L. (2018). Integrated spatial assessment of inland excess water hazard on the Great Hungarian Plain. *Land Degradation and Development* 29: 4373–4386.
- Brauman KA, Daily GC, Duarte TK, Mooney HA (2007) The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources* 32(1): 67–98.
- Brauman, K.A., (2016). Freshwater, in: *Routledge Handbook on Ecosystem Services.* Routledge.
- Breuer L, Eckhardt K, Frede H-G (2003) Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* 169(2–3): 237–293.
- Brown AE, Western AW, McMahon TA, Zhang L (2013) Impact of forest cover changes on annual streamflow and flow duration curves. *Journal of Hydrology* 483: 39–50.
- Bukvareva, E., Zamolodchikov, D., Kraev, G., Grunewald, K., Narykov, A., (2017). Supplied, demanded and consumed ecosystem services: Prospects for national assessment in Russia. *Ecol. Indic.* 78, 351–360. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.034>
- Bullock, A., Acreman, M., (2003). The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 7, 358–389.
- Burkhard B, Kroll F, Müller F (2009) Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online* : 1–22.
- Burkhard, B., Maes, J. (Eds.), (2017). *Mapping Ecosystem Services.* Pensoft Publishers, Sofia.

- Busch J. (2000). Canopy Transpiration Rates in Eutrophic Wetlands Dominated by Sedges (*Carex* spp.) Differ in a Species Specific Way. *Phys. Chem. Earth (B)* 25, 605–610.
- Campagne CS, Roche P, Gosselin F, Tschanz L, Tatoni T (2017) Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. *Ecological Indicators* 79: 63–72.
- Cardinale, B.J., 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature* 472, 86–89. <https://doi.org/10.1038/nature09904>
- Center, CS., & Pataki, R. (2000): Erosion map of Hungary. Proceedings of the Conference on Environmental Management of the Rural Landscape in Central and Eastern Europe, Podbanske, Slovakia, pp. 20–22.
- Chapra S. C. (1997): Surface water-quality modeling. McGraw-Hill Book Co, Singapore.
- Chow, Ven Te (1964): Handbook of Applied Hydrology, 1964, McGraw-Hill, New York
- Clapcott, J.E., Collier, K.J., Death, R.G., Goodwin, E.O., Harding, J.S., Kelly, D., Leathwick, J.R., Young, R.G. (2012). Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity: Stream integrity along land-use gradients. *Freshw. Biol.* 57, 74–90. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02696.x>
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V. & Böhner, J. (2015): System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, Geoscientific Model Development, 8 (7), pp. 1991-2007.
- Corral-Verdugo V., Frías-Armenta M., Tapia-Fonllem C. & Fraijo-Sing B (2015): The psychological dimension of water ecosystem services. In: Martin-Ortega J, Ferrier RC, Gordon IJ, Khan S, editors (2015) Water Ecosystem Services. A Global Perspective. Cambridge University Press, .
- Costanza R, Groot R de, Sutton P, Ploeg S van der, Anderson SJ, Kubiszewski I, Farber S, Turner RK (2014) Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26: 152–158.
- Czúcz, B., & Sonderegger, G. (2018). Ecosystem service fact sheet on flood regulation. ETC/BD Working Paper. 175A.
- Czúcz, B., Götzl, M., Schwaiger, E., Schwarzl, B., Sonderegger, G., (2017). Working paper on functional relationships between ecosystem characteristics and services in support of condition assessments, ETC/BD report to the EEA.
- Czúcz, B., Molnár, Zs., Horváth, F., Botta-Dukát, Z. (2008) The natural capital index of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 50(Supplement 1):161-177, DOI: 10.1556/ABot.50.2008.Suppl.8
- Csáfordi P. 2014: Factors influencing sediment transport on the headwater catchments of Rák-brook, Sopron. Doktori értekezés, Sopron. http://doktori.nyme.hu/449/1/Dissertation_final_Csafordi%20Peter.pdf
- D’Alberto, L, Lucianetti, G (2019) Misinterpretation of the Kenessey method for the determination of the runoff coefficient: a review, *Hydrological Sciences Journal*, 64:3, 288-296, DOI: 10.1080/02626667.2019.1578965
- Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., Li, H., (2010). Current Status of Adoption of No-till Farming in the World and Some of its Main Benefits. *IJABE* 3, DOI: 10.3965/j.issn.1934-6344.2010.01.0-0
- Derts Zs, Koncsos L (2012) Ecosystem services and land use zonation in the Hungarian Tisza deep floodplains. *Pollack Periodica* 7(3): 79–90.
- Derts Zs., Koncsos L, Simonffy Z (2018) A Tisza árvízvédelmi helyzete Magyarországon.
- Derts, Zs. (2013) Estimation of water volume caused by excess water by using GIS tools. In: Józsa, János; Németh, Róbert; Lovas, Tamás (szerk.) Proceedings of the Second Conference of Junior Researchers in Civil Engineering, Budapest, Magyarország: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, (2013).
- Dingman S. L. (2015) Physical Hydrology: Third Edition. Waveland Press, ISBN-13: 978-1478611189
- DMCSEE Délkelet-Európai Aszálykezelési Központ (2012) DMCSEE projekt - Összefoglaló a projekt eredményeiről. Országos Meteorológiai Szolgálat. URL: https://www.met.hu/doc/DMCSEE/DMCSEE_zaro_kiadvany.pdf
- Dobor L., Barcza Z., Hlásny T., Havasi Á., Horváth F., Ittész P., Bartholy J. (2014) Bridging the gap between climate models and impact studies: The FORESEE Database, *Geosci Data J* 2:1-11.

- Doherty, J.M., Miller, J.F., Prellwitz, S.G., Thompson, A.M., Loheide, S.P., Zedler, J.B., 2014. Hydrologic Regimes Revealed Bundles and Tradeoffs Among Six Wetland Services. *Ecosystems* 17, 1026–1039. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9775-3>
- Duku, C., Rathjens, H., Zwart, S.J., Hein, L. (2015). Towards ecosystem accounting: a comprehensive approach to modelling multiple hydrological ecosystem services. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 4377–4396. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4377-2015>
- EEA (European Environmental Agency), Technical Report No. 13/(2015), Water-retention potential of Europe's forests Electronic document, hozzáférve, 2018.08.28, Link: <https://www.eea.europa.eu/publications/water-retention-potential-of-forests/download>
- EEA Report (2018) European waters - assessment of status and pressures 2018. (7): 90.
- Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., Willemsen, L., Drakou, E.G., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (2012). Indicators for mapping ecosystem services: a review. Publications Office, Luxembourg.
- Farkas, Cs., Birkás, M., Várallyay, Gy., (2009) Soil tillage systems to reduce the harmful effect of extreme weather and hydrological situation. *Biologia* 64/3: 624-628, Section Botany DOI:10.2478/s11756-009-0079-6
- Fiala K., Blanka V., Ladányi Zs., Szilassi P., Benyhe B., Dolin J., Pálfi I. (2014): Drought severity and its effect on agricultural production in the Hungarian-serbian cross-border area. *Journal of Environmental Geography* 7. 3-4. pp. 43–51.
- Fiala, K., Barta, K., Benyhe, B., Fehérvári, I., Lábdy, J., Sipos, Gy., Györfly, L. (2018) Operatív aszály- és vízhiánykezelő monitoring rendszer. *Hidrológiai Közlemény*, 98.3, pp. 14-25.
- FRMRC (2008) Impacts of upland land management on flood risk - FRMRC Research Report UR16.
- Gallay, I., Olah, B., (2017). Spatial assessment and monetary valuation of flood protection ecosystem service based on risk assessment. An example from the central Slovakia. *Probl. Landsc. Ecol.* 44, 41–52.
- Gassman, P.W., M. R. Reyes, C. H. Green, J. G. Arnold (2007) The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *Transactions of the ASABE*. Vol. 50(4): 1211-1250.
- Gilliam FS (2007) The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience* 57(10): 845–858.
- Goda L. (2014): A 2013. júniusi árvíz tetőzi értékeinek alakulása a magyar Alsó-Dunán, Magyar Hidrológiai Társaság, XXXII. Országos Vándorgyűlés - Szeged, 2014. július 2-4.
- Gombos, B. (2011): Hidrológia - Hidraulika. Szent István Egyetem Gépészmérnöki Kar.
- Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., Papritz, A., (2017). Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy* 69, 224–237. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., De Marsily, G. (2008) Assessing nitrogen pressures on European surface water. *Glob. Biogeochem. Cycles* 22, GB4023. <https://doi.org/10.1029/2007GB003085>
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., Cardoso, A.C., (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environ. Sci. Policy* 61, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- Gudknecht D., Jolánkai G, Skinner K (2008) Patterns and Processes in the Catchment. In: *Ecohydrology: Processes, Models, Case Studies* (Editors: D.M. Harper, M. Zalewski, N. Pacini), CABI, Wallingford, UK, (ISBN 978-1-84593-002-8), pp18-30
- Gulácsi A, Kovács F. (2015): Aszályvizsgálat lehetősége MODIS műholdképekből számított spektrális indexekkel Magyarországon. *Tájökológiai Lapok* 13 (2): 235-248. (2015)
- Gyuricza Cs. (2014). A talaj- és környezetminőség javítása és fenntartása növénytermesztési módszerekkel. PhD értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- Haines-Young R, Potschin M (2012) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012.

- Haines-Young, R., Potschin, M., (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.
- Hanna DEL, Tomscha SA, Ouellet Dallaire C, Bennett EM (2018) A review of riverine ecosystem service quantification: Research gaps and recommendations. *J Appl Ecol* 55(3): 1299–1311.
- Harrison, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., Haslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., et al. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosyst. Serv.* 9, 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>
- Hengl, T., Mendes de Jesus, J., Heuvelink, G. B. M., Ruiperez Gonzalez, M., Kilibarda, M., Blagotić, A., et al. (2017). SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning, edited by B. Bond-Lamberty, *PLoS One*, jolankai zs12(2), e0169748, doi:10.1371/journal.pone.0169748.
- Herbst Mathias, Kappen Ludger (1999). The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions. *Aquatic Botany* 63, 113–125.
- Holmes P.M. *et al.* (2020). Biological Invasions and Ecological Restoration in South Africa. In: van Wilgen B., Measey J., Richardson D., Wilson J., Zengeya T. (eds) *Biological Invasions in South Africa. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*, vol 14. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-32394-3_23
- Honti M, Gao C, Istvánovics V, Clement A (2020) Lessons Learnt from the Long-Term Management of a Large (Re)constructed Wetland, the Kis-Balaton Protection System (Hungary). *Water* 12(3): 659.
- Hossu CA, Iojă I-C, Onose DA, Niță MR, Popa A-M, Talabă O, Inostroza L (2019) Ecosystem services appreciation of urban lakes in Romania. Synergies and trade-offs between multiple users. *Ecosystem Services* 37: 100937.
- ICPDR International Commission for the Protection of the Danube River (2004): A Duna-medence fenntartható árvízvédelmi cselekvési programja. Végső fogalmazvány (14. oldal) Invest Felhasználói kézikönyv (User Guide): URL: <http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-users-guide/html/sdr.html>
- IPCC (2019). Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)].
- Jacobs S, Burkhard B, Van Daele T, Staes J, Schneiders A (2015) ‘The Matrix Reloaded’: A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling* 295: 21–30.
- Jolánkai G. (1979a). The Modelling of Nutrient Exchange Between Sediment and Water. Proc. IIASA Workshop on Hydrophysical and Ecological Models of Shallow Lakes and Reservoirs. October 1979, Laxenburg, Austria, Collaborative Papers Series of IIASA No. CP-78-14, pp 97-100
- Jolánkai G. (1979b). Plant Nutrient Balance Considerations for Lake Balaton. Proc. 2nd Joint MTA/IIASA Task Force Meeting on Lake Balaton Modelling. Veszprém, Hungary, 27-30 Aug., 1979, Vol. II. pp 167-186
- Jolankai G., (1983). Modelling of non-point source pollution. In: *Application of Ecological Modelling in Environmental Management*. Elsevier, Amsterdam.
- Jolankai G., (1992). State-of-the-art Report on the Hydrological, Chemical and Biological Processes of Contaminant Transformation and Transport in River and Lake System. UNESCO, Paris.
- Jolánkai Zs., Balogh P., Ásványi K., Marjainé Szerényi Zs., Zsóka Á. (2011). Nagykörűi mintaterület modellezése. In: Koncsos L. (szerk.) *Jövőképtől a vízkészlet-kockázatig: a WateRisk kutatás-fejlesztési projekt eredményei*. BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest. ISBN: 978-963-313-060-5
- Jolánkai Zs., Kardos, M. and Muzelák B. (2015). Országos Vízügytőgazdálkodási Terv Felülvizsgálata - 3.1. háttéranyag. www.vizeink.hu 2015. (http://www.vizugy.hu/vizstrategia/documents/988BF7DB-B869-46C6-9463-E9E4BFC81D2A/3_1_Hatteranyag_FEV_tapanyag_terhelesek_modellezes.pdf)
- Jolánkai, Zs., Kardos, M, Konesos, L., Kozma, Zs., Muzelák, B. (2012) Pilot Area Studies in Hungary with a Novel Integrated Hydrologic Model – WateRisk. In: *International Young Water Professionals Conference*, July 10–13. 2012, Budapest.

- Kaval P (2019) Integrated catchment management and ecosystem services: A twenty-five year overview. *Ecosystem Services* 37: 100912.
- Keeler BL, Polasky S, Brauman KA, Johnson KA, Finlay JC, O'Neill A, Kovacs K, Dalzell B (2012) Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *PNAS* 109(45): 18619–18624.
- Kienast F, Bolliger J, Potschin M, Groot RS de, Verburg PH, Heller I, Wascher D, Haines-Young R (2009) Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe. *Environmental Management* 44(6): 1099–1120.
- Kiss Maja, Balogh Péter, Ungvári Gábor (2007) Kulcs a Tiszához I-II DVD melléklete. Palocsa Egyesület – Szövetség az Élő Tiszáért.
- Kiss T., Fiala K., Sipos Gy., Szatmári G. (2019). Long-term hydrological changes after various river regulation measures: Are we responsible for flow extremes? *Hydrology Research* (2019) DOI: 10.2166/nh.2019.095
- Klein Tank, A. M. G. & Können, G. P. (2003) Trends in indices of daily temperature and precipitation extremes in Europe, 1946–99, *Journal of Climate*, 16, pp. 3665–3680.
- Koncsos L, Pásztor L, Jolánkai Zs, Kardos M, Muzelák B, Kozma Zs (2011). *WaterRisk - Jövőképtől a vízkészlet-kockázatig*
- Koncsos L. (2011). *Árvízvédelem és stratégia*. In: Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok. Somlyódy, L. (szerk.) Magyar Tudományos Akadémia, Köztudományi Stratégiai Programok, Budapest.
- Koncsos L. (2006) A Tisza árvízi szabályozása a Kárpát-medencében. Magyar Természetvédők Szövetsége, Budapest. Letöltve: 2018.10.06. https://mtvsz.hu/dynamic/tisza_koncsos.pdf
- Kovács-Hostyánszki, A., Arany, I., Aszalós, R., Bereczki K, Czucz, B., Fodor, L., Kalóczkai. Á., Kiss, M., Kovács E., Takács A., A., Vári, Á., Zölei, A., Zsembery Z. (2018). Az ökoszisztéma-szolgáltatások prioritizálása és a prioritizálás eredményeinek szintézise. MTA ÖK, Földművelésügyi Minisztérium, Budapest. 1-35.
- Kozák P. (2006): A belvízjárás összefüggéseinek vizsgálata az Alföld délkeleti részén, a vízgazdálkodás európai elvárásainak tükrében. Doktori értekezés. Szeged, Szegedi Tudományegyetem Természettudományi Kar, 104 p.
- Kozma Z, Decsi B, Manninger M, Móricz N, Makó A, Szabó B (2019) Becsült talajhidrológiai paraméterek szimulációs vizsgálata a NAIK Erdészeti Tudományos Intézet két mintaterületén. *Agrokémia és Talajtan* 68(1): 13–36.
- Kozma Zs, Ács T, Koncsos L (2013) Hydrological modeling of the unsaturated zone – evaluation of uncertainties related to the FAO soil classification system. *POLLACK PERIODICA*. Vol. 8, No. 3, pp. 163–174 (2013)
- Kozma Zs. (2013). *Belvízi szélsőségek kockázatalapú értékelésének és modellezési módszertanának fejlesztése*. PhD értekezés. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest. http://www.omikk.bme.hu/collections/phd/Epitomernoki_Kar/2014/Kozma_Zsolt/ertekezés.pdf
- Kozma, Zs (2019) A síkvidéki hidrológia és a belvíz vizsgálata folyamatalapú modellezéssel: kihívások és lehetőségek. *HIDROLÓGIAI KÖZLÖNY* 99 : 2 pp. 27-38. , 12 p. (2019)
- Kozma, Zs., Muzelák, B., Koncsos, L. (2013) A Belvízi Jelenségek Integrált Hidrológiai Modellezése: Tapasztalatok a Szamos-Kraszna közti mintaterületen. In: Szlávik Lajos (szerk.) XXXI. MHT Vándorgyűlés Kiadványa. Gödöllő, Magyarország, 2013.07.03-2013.07.05. Budapest: Magyar Hidrológiai Társaság, Paper 11. ISBN: 963-8172-31-0
- Körösparti, J., Bozán, Cs. (2013) Belvizes területek alternatív hasznosítási lehetőségeinek értékelése, és a belvíz tározására alkalmas területek lehatárolása Békés megyében. Magyar Hidrológiai Társaság XXXI. Vándorgyűlése Konferencia Proceedings. CD- ROM. 18p. ISBN 978-963-8172-31-0
- Larcher, W. (2003). *Physiological Plant Ecology*. Springer.
- Lautenbach, S., Maes, J., Kattwinkel, M., Seppelt, R., Strauch, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Volk, M., Weinert, J., Dormann, C.F. (2012). Mapping water quality-related ecosystem services: concepts and

- applications for nitrogen retention and pesticide risk reduction. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8, 35–49. <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.631940>
- Liu Y.B., De Smedt F. (2004) *WetSpa Extension, A GIS-based Hydrologic Model for Flood Prediction and Watershed Management (Documentation and User Manual)*. Department of Hydrology and Hydraulic Engineering Vrije Universiteit Brussel http://www.vub.ac.be/WetSpa/downloads/WetSpa_manual.pdf
- Maes J, Teller A, Erhard M, Liqueste C, Braat L, Berry P, Egoh B, Puydarrieux P, Fiorina C, Santos F, Paracchini M.L., Generaldirektion Umwelt, (2014). Mapping and assessment of ecosystems and their services: Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. European Commission, Environment, Brussels.
- Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Vizcaino, P., Ivits, E., Polce, C., Vandecasteele, I., Rivero, I.M., Guerra, C., Perpiña Castillo, C., Vallecillo, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Batista e Silva, F., Jacobs-Crisoni, C., Trombetti, M., Lavalle, C., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, (2015). Mapping and assessment of ecosystems and their services: trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. Publications Office, Luxembourg.
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., *et al.* (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosyst. Serv.* 17, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, A., Vallecillo, S., Petersen, J.E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A.I., Czúcz, B., Mauri, A., Löffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T., Werner, B. (2018) Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2779/055584
- Makó A., Marth P., Farkas CS., Tóth B. (2007) MARTHA: Az első országos talajfizikai adatbázis. „Agrárgazdaság a vidékért, a környezetért, az életminőségért” XLIX. Georgikon Napok. Keszthely 2007. szeptember 20-21.
- Makó, A., M. Kocsis, Gy. Barna, and G. Tóth. (2017). Mapping the Storing and Filtering Capacity of European Soils. JRC, 2017. http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC105121/lb-na-28392-en-n_.pdf.
- Marshall, M.W., Williams, P., Mirzakhani Nafchi, A., Maja, J.M., Payero, J., Mueller, J. and Khalilian, A. (2016) Influence of Tillage and Deep Rooted Cool Season Cover Crops on Soil Properties, Pests, and Yield Responses in Cotton. *Open Journal of Soil Science*, 6, 149-158. <http://dx.doi.org/10.4236/ojss.2016.610015>
- Martin-Ortega J, Ferrier RC, Gordon IJ, Khan S, editors (2015) *Water Ecosystem Services. A Global Perspective*. Cambridge University Press, .
- Martin-Ortega, J., Ferrier, R.C., Gordon, I.J., Khan, S. (Eds.), (2015). *Water Ecosystem Services. A Global Perspective*, International Hydrology Series. Cambridge University Press.
- Mezősi G., Bata T., Meyer B. C, Blanka V., Ladányi Zs. (2014). Climate change impacts on environmental hazards on the Great Hungarian Plain, Carpathian Basin. *International Journal of Disaster Risk Science*, 5, 2, 136–146.
- Mezősi G., Meyer B. C, Loibl W., Aubrecht C., Csorba P., Bata T. (2013): Assessment of regional climate change impacts on Hungarian landscapes. *Regional Environmental Change* 13. 4. pp. 797–811.
- Minasny, B., and A. B. McBratney (2018) ‘Limited Effect of Organic Matter on Soil Available Water Capacity: Limited Effect of Organic Matter on Soil Water Retention’. *European Journal of Soil Science* 69, no. 1: 39–47. <https://doi.org/10.1111/ejss.12475>.
- Mitsch, W.J. (2016) Restoring the Greater Florida Everglades, once and for all. *Ecological Engineering*. 93: A1–A3. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.02.016.
- Moore, I. D., Grayson, R. B. & Ladson, A. R. (1991): Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications, *Hydrological Processes*, 5 (1), pp. 3–30.
- Murányi G. (2018) Mélyártéri tározás megvalósíthatóságának vizsgálata - MSc diplomamunka, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar, Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest, DOI: 10.13140/RG.2.2.23172.68485

- Muzelák Bálint, Balogh Péter, Ásványi Katalin, Marjainé Szerényi Zsuzsanna, Nováky Erzsébet, Veigl Helga, Zsóka Ágnes. In: Koncsos L, Pásztor L, Jolánkai Zs, Kardos M, Muzelák B, Kozma Zs (2011): WateRisk - Jövőképtől a vízkészlet-kockázatig. 141-173 o.
- Muzelák, B., Balogh, P. (2011) Felső-Tiszai belvíz sújtotta területek, Szamos-Kraszna Köz. In: WateRisk - Jövőképtől a vízkészlet kockázatig, Koncsos L. (szerk.) Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest, ISBN 978-963-313-060-5.
- Nádor, G., Mikus, G., Surek, Gy. (2017) Relatív belvíz gyakorisági térkép előállítás. A Komplex Mezőgazdasági Kockázatkezelési Rendszer (MKR) fenntartása és fejlesztése keretében a BFKH FTFFF által saját teljesítés keretében – Projekt dokumentáció. Budapest Főváros Kormányhivatala, Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztály, Távérzékelési Osztály
- Nagy, Z. (2007) A biológiai elemek állapotát befolyásoló főbb hidromorfológiai tényezők meghatározása magyarországi kisvízfolyásokra.
- Nedkov, S., Burkhard, B., (2012). Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecol. Indic.* 21, 67–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.022>
- NÖSZTÉP Szakirodalmi áttekintés összefoglaló.
http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/5_%20Szakirodalmi%20%C3%A1ttekint%C3%A9s.pdf Letöltés 2018.08.20
- NRCS-USDA (2007) National Engineering Handbook. United States Department of Agriculture, <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/?cid=stelprdb1043063>.
- Országos Vízügyi Főigazgatóság, OVF (2016) A Duna-vízgyűjtő magyarországi része – Vízügyi-gazdálkodási Terv 2015, Főszöveg. Budapest.
- Oudenhoven APE van, Schröter M, Drakou EG, Geijzendorffer IR, Jacobs S, Bodegom PM van, Chazee L, Czúcz B, Grunewald K, Lillebø AI, Mononen L, Nogueira AJA, *et al.* (2018) Key criteria for developing ecosystem service indicators to inform decision making. *Ecological Indicators* 95: 417–426.
- Pálfai I., (2004). Belvizek és aszályok Magyarországon: hidrológiai tanulmányok. Közlekedési Dokumentációs Kft.
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L., (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Parker, N., Naumann, E.-K., Medcalf, K., Haines-Young, R., Potschin, M., Kretsch, C., Parker, J., Burkhard, B. (2016). National ecosystem and ecosystem service mapping pilot for a suite of prioritised services. *Ir. Wildl. Man., National Parks and Wildlife Service, Department of Arts, Heritage, Regional, Rural and Gaeltacht Affairs, Ireland* 95.
- Pásztor L, Waltner I, Centeri Cs, Belényesi M, Takács K (2016) Soil erosion of Hungary assessed by spatially explicit modelling. *Journal of Maps* 12(sup1): 407–414.
- Pásztor L., Laborczi A., Szatmári G., Takács K. (2017) „DOSoReMI országos digitális talajtulajdonság és általánosabb értelemben vett talajtérképek: strukturált webes térképi szolgáltatás”. Elérés 2019. december 20. (www.dosoremi.hu).
- Pásztor, L, Laborczi A., Takács K., Szatmári G., Bakacsi Zs., Szabó J., Illés G. (2018) DOSoReMI as the National Implementation of GlobalSoilMap for the Territory of Hungary. *GlobalSoilMap - Digital Soil Mapping from Country to Globe*, 17–22.
- Pásztor, L., Kőrösparti, J., Bozán, CS., Laborczi, A. & Takács, K. (2015): Spatial risk assessment of hydrological extremities: Inland excess water hazard, Szabolcs-Szatmár-Bereg County, Hungary, *Journal of maps* 11:(4) pp. 636-644.
- Pásztor, L., Szabó, J., Bakacsi, Zs., Laborczi, A., Dobos, E., Illés, G., Szatmári, G. 2014. Elaboration of novel, countrywide maps for the satisfaction of recent demands on spatial, soil related information in Hungary. In: *GlobalSoilMap: Basis of the Global Spatial Soil Information System - Proceedings of the 1st GlobalSoilMap Conference*, 207-212.
- Pataki R, Petrik O (2017) SENTINEL 2 MSI felvételek feldolgozása.
- Pataki, B., Zsuffa, I., Hunyady, A. (2013). Vulnerability assessment for supporting the revitalisation of river floodplains. *Environ. Sci. Policy* 34, 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.010>

- Pérez Soba, M., Harrison, P.A., Smith, A.C., Simpson, G., Uiterwijk, M., Ayala, L.M., Archaux, F., Blicharska, M., Egoh, B., ErHos, T., others, (2015). Database and operational classification system of ecosystem service–natural capital relationships. *Openness Oper. Nat. Cap. Ecosyst. Serv. Hels. Finl. Finn. Environ. Inst.* [Http://www.Opennessproject.EusitesdefaultfilesOpenNESSD31V5ep2016.Pdf](http://www.Opennessproject.EusitesdefaultfilesOpenNESSD31V5ep2016.Pdf).
- Pinke Z, Decsi B, Kozma Z, Vári Á, Lövei GL (2020) A spatially explicit analysis of wheat and maize yield sensitivity to changing groundwater levels in Hungary, 1961–2010. *Science of The Total Environment* 715: 136555.
- Pinke Zs., (2012). Aszály-, belvízkárok és az árvízvédelmi ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésének szerepe. *Tájökológiai Lapok* 10, 271–286.
- Pinke, Zs. (2018) Hortobágy-Sárrét Tájrestaurációs Modell Szakmai Megalapozása Országos Helyzetelemzéssel. Doktori (PhD.) értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- Pinke, Zs., Kiss, M., Lövei, G.L., (2018). Developing an integrated land use planning system on reclaimed wetlands of the Hungarian Plain using economic valuation of ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 30, 299–308. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.007>
- Potschin-Young M, (Ed.) (2018) Report on “Multifunctional assessment methods and the role of map analysis - Using and Integrated Ecosystem Service Assessment Framework”. Deliverable D4.8, EU Horizon 2020 ESMEALDA Project, Grant agreement No. 642007, 186 pp.
- Quiring, S. ‘Hydrology, floods and droughts | Drought’. In *Encyclopedia of Atmospheric Sciences (Second Edition)*, edited by Gerald R. North, John Pyle, and Fuqing Zhang, 193–200. Oxford: Academic Press, (2015). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382225-3.00037-2>.
- Rajkai, K. (2004): A víz mennyiség, eloszlása és áramlása a talajban, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest.
- Rakonczai J., Farsang A., Mezősi G., Gál N. (2011): A belvízképződés elméleti háttere. *Földrajzi Közlemények* 135. (4) pp 339-349.
- Rakonczai, J., Mucsi, L., Szatmári, J., Kovács, F., Csató Sz., (2001). A belvizes területek elhatárolásának módszertani lehetőségei. Magyar Földrajzi Konferencia, Szeged 2001.
- Reynaud A, Lanzanova D (2017) A Global Meta-Analysis of the Value of Ecosystem Services Provided by Lakes. *Ecological Economics* 137: 184–194.
- Roche PK, Campagne CS (2019) Are expert-based ecosystem services scores related to biophysical quantitative estimates? *Ecological Indicators* 106: 105421.
- Santos-Martín, F., Martín-López, B., García-Llorente, M., Aguado, M., Benayas, J., Montes, C., (2013). Unraveling the Relationships between Ecosystems and Human Wellbeing in Spain. *PLoS ONE* 8, e73249. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073249>
- Sayer, C.D., Davidson, T.A., Jones, J.I., (2010). Seasonal dynamics of macrophytes and phytoplankton in shallow lakes: a eutrophication-driven pathway from plants to plankton? *Freshw. Biol.* 55, 500–513. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02365.x>
- Scheffer, M., Van Nes, E.H. (2007) Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584, 455–466.
- Schober B, Hauer C, Habersack H (2018) Floodplain Evaluation Matrix (FEM) – Eine umfassende Methode zur Bewertung von Überflutungsräumen im Rahmen eines integrierten Hochwasserrisikomanagements. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 70(1–2): 54–63.
- Schröder, C., Malak, D.A., Thulin, S., Philipson, P., Malak, D.A., (2017). MAES Service Case: Wetland ecosystem condition mapping (v.1.0), SWOS Technical publication.
- Schweitzer F. (2000) A magyarországi folyószabályozások geomorfológiai vonatkozásai-Folyóink hullámterének fejlődése, kapcsolatuk az árvizekkel és az árvízvédelmi töltésekkel. *Földrajzi Értesítő* 50. 1-4. pp. 9–31.
- Schweitzer F., Nagy I. (2011) Döntési kényszer a hazai árvízvédelemben. – In: Schweitzer F. (szerk.): *Katasztrófák tanulságai*. MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest. pp. 13–48.
- Sharp R., Tallis H.T., Ricketts T., Guerry A.D., Wood S.A., Chaplin-Kramer R., Nelson E., Ennaanay D., Wolny S., Olwero N., Vigerstol K., Pennington D., Mendoza G., Aukema J., Foster J., Forrest J., Cameron D., Arkema K., Lonsdorf E., Kennedy C., Verutes G., Kim C.K., Guannel G., Papenfus M., Toft J., Marsik

- M., Bernhardt J., Griffin R., Glowinski K., Chaumont N., Perelman A., Lacayo M., Mandle L., Griffin R., Hamel P. (2014) InVEST Users' Guide The Natural Capital Project, Stanford Available at http://ncp-dev.stanford.edu/dataportal/invest-releases/documentation/InVEST_tip_Documentation.pdf
- Sharp, R., H.T. Tallis, T. Ricketts, A.D. Guerry, S.A. Wood, R. Chaplin-Kramer, E. Nelson, D. Ennaanay, S. Wolny, N. Olwero, K. Vigerstol, D. Pennington, G. Mendoza, J. Aukema, J. Foster, J. Forrest, D. Cameron, K. Arkema, E. Lonsdorf, C. Kennedy, G. Verutes, C.K. Kim, G. Guannel, M. Papenfus, J. Toft, M. Marsik, J. Bernhardt, R. Griffin, K. Glowinski, N. Chaumont, A. Perelman, M. Lacayo, L. Mandle, P. Hamel, A.L. Vogl, L. Rogers, W. Bierbower. (2015). InVEST Version 3.2.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund
- Sharply, A. N. & Williams, J. R. (1990): EPIC – erosion/productivity impact calculator: 1. Model documentation. U.S. Department of Agriculture, Technical Bulletin No. 1768, pp. 235.
- Simunek J, Sejna M, van Genuchten M T (1998) The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media: version 2.0 IGWMC-TPS-70. International Groundwater Modeling Center, Colorado School of Miners.
- Smith, A.C., Harrison, P.A., Pérez Soba, M., Archaux, F., Blicharska, M., Egoh, B.N., Erős, T., Fabrega Domenech, N., György, á. I., Haines-Young, R., Li, S., Lommelen, E., Meiresonne, L., Miguel Ayala, L., Mononen, L., Simpson, G., Stange, E., Turkelboom, F., Uiterwijk, M., Veerkamp, C.J., Wyllie de Echeverria, V., (2017). How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review. *Ecosyst. Serv.* 26, 111–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.006>
- Somlyódy L (2018) *Felszíni Vizek Minősége*. Typotex, Budapest
- Somlyódy L, editor (2011) *Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest.
- Sondergaard, M., Moss, B., (1998). Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes, in: Jeppesen, E., Sondergaard, M., Christoffersen, K. (Eds.), *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*.
- Sørensen, Rasmus, U. Zinko, és J. Seibert. (2006). „On the calculation of the topographic wetness index: Evaluation of different methods based on field observations”. *Hydrology and Earth System Sciences* 10(1):101–12.
- Stefanovits, P., Filep, G. and Füleky, G. (1999). *Talajtan*, edited by P. Stefanovits, Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Szabó A., Gribovszki Z., Jobbágy E., Balogh K., Bidló A., Tóth T. (2018). Subsurface accumulation of CaCO₃ and Cl⁻ from groundwater under black locust and poplar plantations. *Journal of Forestry Research*. doi:10.1007/s11676-018-0700-z
- Szalai, S., Auer, I., Hiebl, J., Milkovich, J., Radim, T., Stepanek, P. & Spinoni, J. (2013): *Climate of the Greater Carpathian Region. Final Technical Report*
- Szerényi Zs.-Széchy A. (2020): *Az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdasági értékelése, módszertan kidolgozása: A klímaszabályozás, az árvízi kockázat csökkentése és a rekreáció pénzügyi értékelésének megalapozása. Összefoglaló a közgazdasági értékelésről*. Közreműködött: Ganszky Márton.
- Szlávik L. (2002): *Árvízvédelem*. In: Somlyódy L. (szerk.): *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. A víz és a vízgazdálkodás helyzete és jövője Magyarországon*. – MTA Vízgazdálkodási Tudományos Kutatócsoportja, Budapest, pp. 205-243.
- Tamás E.A. és társai (2010): *Ártéri vizes élőhely-rendszerek rekonstrukciós tervezésének tapasztalatai Gemenc és Béda-Karapancsa példáján*, MHT XXVIII. ORSZÁGOS VÁNDORGYŰLÉS, Volume: ISBN 978-963-8172-25-9
- Tanács E., Standovár T., Vári Á. (2018). *Javaslat az általános ökoszisztéma-állapot térképezéséhez alkalmazandó indikátorok körére*. Agrárminisztérium, Budapest.
- Tanács Eszter, Bede-Fazekas Ákos, Standovár Tibor, Vári Ágnes, Szitár Katalin, Csecserits Anikó, Kiss Márton (2020): *Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének módszertana*. Agrárminisztérium, Budapest.

- Tátrai, I., György, Á.I., Mátyás, K., Korponai, J., Pomogyi, P., Vári, Á., Józsa, V., Boros, G., (2011). Intrinsic processes causing periodic changes in stability in a shallow biomanipulated lake. *Mar. Freshw. Res.* 62, 197–204.
- Thiele J, Albert C, Hermes J, Haaren C von (2020) Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes. *Ecosystem Services* 42: 101080.
- Tomscha SA, Gergel SE, Tomlinson MJ (2017) The spatial organization of ecosystem services in river-floodplains. *Ecosphere* 8(3): e01728.
- Tóth B., Szatmári G., Takács K., Laborci A., Makó A., Rajkai K., Pásztor L. (2018) Mapping soil hydraulic properties using random forest based pedotransfer functions and geostatistics, *Hydrology and Earth System Sciences, Discuss*, <https://doi.org/10.5194/hess-2018-552>, in review.
- Tóth P. (2019): A Tisza növekvő árvízszintjeinek hidrológiai vonatkozásai. *Műszaki Katonai Közlöny.* 4. 21–31. DOI: 10.32562/mkk.2019.4.2
- Tóth, B., Weynants, M., Nemes, A., Makó, A., Bilas, G. and Tóth, G. (2015). New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe., *Eur. J. Soil Sci.*, 66(1), 226–238, doi:10.1111/ejss.12192.
- Tóth, B., Weynants, M., Pásztor, L. and Hengl, T. (2017): 3D soil hydraulic database of Europe at 250 m resolution, *Hydrol. Process.*, 31(14), 2662–2666, doi:10.1002/hyp.11203.
- Ungvári G, Ellison D, Molnár Z, Varga G (2012) Ökoszisztéma-Szolgáltatások Nagyságrendi Becslése Vízyűjtő Szinten a Vízkörforgást Leíró Vízháztartási Jellemzők Alapján.
- Ungvári, G., Jolánkai, Zs., Kis, A., Kozma, Zs. (2018) The feasibility of cooperation to comply with land use change obligations in the Marosszög area of South Hungary. *Journal of Environmental Geography* 11 (3–4), 35–45. DOI: 10.2478/jengeo-2018-0010
- US EPA (2016) National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Agriculture. Technical guidance and reference. EPA 841-B-03-004.
- USDA Natural Resources Conservation Service (2007) Part 630 Hydrology National Engineering Handbook, Chapter 7 Hydrologic Soil Groups.
- van den Besselaar, E. J. M., Klein Tank, A. M. G., & Buishand, T. A. (2012) Trends in European precipitation extremes over 1951–2010, *International Journal of Climatology*
- van Genuchten, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892–898, 1980.
- van Oudenhoven, A.P.E., Schröter, M., Drakou, E.G., Geijzenborffer, I.R., Jacobs, S., van Bodegom, P.M., Chazee, L., Czúcz, B., Grunewald, K., Lillebø, A.I., Mononen, L., Nogueira, A.J.A., Pacheco-Romero, M., Perennou, C., Remme, R.P., Rova, S., Syrbe, R.-U., Tratalos, J.A., Vallejos, M., Albert, C., (2018). Key criteria for developing ecosystem service indicators to inform decision making. *Ecol. Indic.* 95, 417–426. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.020>
- Vári, Á., Kozma, Zs., Pinke, Zs., Jolánkai, Zs., Jolánkai, G., Pataki, B., Czúcz, B.(2019): Flood regulation as an ecosystem service - disentangling mechanisms, frameworks and the messages behind assessments. 10th Ecosystem Services Partnership World Conference, 21-25 October, 2019, Hannover, Germany.
- Vidal-Abarca MR, Santos-Martín F, Martín-López B, Sánchez-Montoya MM, Suárez Alonso ML (2016) Exploring the Capacity of Water Framework Directive Indices to Assess Ecosystem Services in Fluvial and Riparian Systems: Towards a Second Implementation Phase. *Environmental Management* 57(6): 1139–1152.
- Visconti P, Elias V, Sousa Pinto, I., Fischer, M., Ali-Zade, V., Báldi, A., Brucet, S., Bukvareva, E., Byrne, K., Caplat, P., Feest, A., Guerra, C., Gozlan, R., Jelić, D., Kikvidze, Z., Lavrillier, A., Le Roux, X., Lipka, O., Petřík, P., Schatz, B., Smelansky, I. and Viard, F. (2018) Status, trends and future dynamics of biodiversity and ecosystems underpinning nature’s contributions to people. In: *The IPBES Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Europe and Central Asia.*
- VITUKI (Jolánkai G.) (2004): The Tisza River Project - Real-Life Scale Integrated Catchment Models for Supporting Water- and Environmental Management Decisions. Final Report.
- Wallis, C., N Séon-Massin, F Martini, M Schouppe (2011). Implementation of the Water Framework Directive—when ecosystem services come into play. 2nd “Water Science Meets Policy” Event. Brussels 29 (2011)

- Wantzen KM, Ballouche A, Longuet I, Bao I, Bocoum H, Cissé L, Chauhan M, Girard P, Gopal B, Kane A, Marchese MR, Nautiyal P, *et al.* (2016) River Culture: an eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. *Ecohydrology & Hydrobiology* 16(1): 7–18.
- WFD Common Implementation Strategy for The Water Framework Directive Guidance Document No. 13 (2003). Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential.
- Wigand, C., J.C. Stevenson, and J.C. Cornwell. (1997) 'Effects of Different Submersed Macrophytes on Sediment Biogeochemistry'. *Aquatic Botany* 56: 233–44.
- Wischmeier, W.H., and D.D. Smith (1978). Predicting Rainfall Erosion Losses —A Guide To Conservation Planning. *Agricultural Handbook* 537. U.S. Dep. Agric.
- Zolina, O., Simmer, C., Belyaevó, K., Kapala, A. & Gulev, S. (2009): Improving estimates of heavy and extreme precipitation using daily records from European rain gauges, *Journal of Hydrometeorology*, 10, pp. 701–716.

1. MELLÉKLET - ÖKOSZISZTÉMA-ÁLLAPOT SZINTJÉN MEGVALÓSULT ÉRTÉKELÉSHEZ IRODALMI ÁTTEKINTÉS

Az ökoszisztéma-állapotra vonatkozó anyagot, irodalmi áttekintést a NÖSZTÉP értékelés első munkafázisa során dolgoztuk ki. A munka további részében, amit tudtunk, beépítettünk a végleges értékelésbe, azonban sok gondolatot, megközelítést elvetettünk. Sok esetben azért kellett elvetni befolyásoló tényezőket, vagy ökoszisztéma-állapot indikátorokat, mert nem tudtuk funkcionálisan összekötni az ÖSz-modellekkel, az egyes hidrológiai folyamatokkal, vagy mert nem állt megfelelő adat rendelkezésre. Az itt látható fejezet az akkori állapotot, tudásunkat, véleményünket tükrözi, dokumentációs céllal tartottuk meg, ill. egy esetleges későbbi, további feldolgozás számára.

1.1 Alkalmazott módszertan háttere

Az ökoszisztéma-állapotok értékelésére, specifikusan mint az ÖSz kaszkád első szintje, nagyon kevés irodalmi példa van. Ezt a területet azonban a „hagyományos” természetvédelem sok éven át vizsgálta, jellemezte a legkülönbözőbb módszerekkel és indikátorokkal. Ezen indikátorok azonban elsősorban az egyes élőhelytípusok/ökoszisztémák minősítésére vonatkoztak, nem pedig az ebből adódóan megvalósuló szolgáltatások befolyásolására („structural indices” vs. „functional indices” mint ahogyan ESAWADI 2011 felveti és megvitatása Vidal-Albacarra *et al.* 2016-ban). Így például az éppen megjelent EEA jelentés Európa vizeiről („European Waters - Assessment of Status and Pressures 2018”) sok szempontból körbejárja a vizek állapotát meghatározó tényezőket, de az állapot-értékeléseket nem funkcionális szempontból végzi, nem az ökoszisztéma működési folyamatainak szempontjából nézi. Az ökoszisztémák állapotának (többek közt a biodiverzitásnak, de egyéb komponenseknek is) hatása a funkciókra, az ökoszisztéma-szolgáltatásokra a mai napig nem kellőképpen tisztázott, nem kvantifikált (legjobb megközelítések ld. Czucz *et al.* 2017, Harrison *et al.* 2014, Smith *et al.* 2017.). Így a munkacsoport számára is kihívás volt végiggondolni, majd szakértői vélemények szerint szelektálni, hogy az általánosan használt minősítések (pl. VKI a vizes területekre, ld. Vidal-Albacarra *et al.* 2016), vagy a projekt keretén belül más ökoszisztémákra kidolgozott minősítések (pl. „erdők természetessége”, „táj heterogenitása”), hogyan s mint alkalmazhatók, hol s mennyiben relevánsak az általunk vizsgálni kívánt ökoszisztéma-szolgáltatásokra. A végső értékelésekbe ezekből az előzetesen feltárt összefüggésekből keveset tudtunk alkalmazni. Ennek oka elsősorban abban található, hogy bár a szakértőknek vannak tapasztalataikon alapuló meglátásaik, hogy mely ökoszisztéma-állapot lehet releváns adott ÖSz szempontjából, az egyes ÖSz-ekre használt megközelítések ezeket általában nem tartalmazzák, így nehéz kvantitatív összefüggésbe hozni őket.

Az ökoszisztéma-állapot indikátorokról érdemben annak fényében tudunk gondolkodni, ha áttekintjük a választott témakörbe tartozó ÖSz-eket. Mivel ezek nagyon szorosan összefüggenek, illetve egyik a másiból adódik, az ÖÁ értékelését is egy közös indikátor-áttekintő mátrixban végeztük (3. táblázat).

1.2 Irodalmi áttekintés

Irodalmi áttekintésünket több részből építettük fel:

- hidrológiai ÖSz-relevanciájú irodalmak áttekintése (több, nagyobb áttekintés integrálva, pl. 5th report on MAES indicators (Maes *et al.* 2015), valamint Smith *et al.* 2017 átfogó review-ja)
- nemzeti MAES folyamatok leírása (Esmeralda fact sheets + jelentések + publikációk)
- Vízkkeret Irányelv (VKI)-ben szereplő indikátorok

Továbbá ide soroljuk a projekt keretén belül javasolt, „általános” ÖÁ-indikátorok listájának elemzését is. Az áttekintett irodalmakat, listákat táblázatos formában igyekeztünk relevanciájuk szerint értékelni (1.-5. táblázat), míg a kiválasztott, értékelésre javasolt indikátorokat a 6.-7. táblázatban összesítjük.

Az irodalmi áttekintést célzottan kiválasztott **szakirodalmi** publikációk alapján végeztük. Elsőbbséget élveztek az országos/nemzeti ÖSz térképezés és értékelés keretén belül megvalósult vizsgálatok, valamint az egyéb, regionális (általában vízgyűjtő-területre elvégzett) ÖSz-felmérések. Az irodalmakból az alkalmazott ÖSz és ÖÁ indikátorok, valamint az ezzel kapcsolatos tapasztalatokat gyűjtöttük ki, azon ökoszisztéma típusokkal együtt, amelyekben jellemzőek. Az összegző táblázatban azok a tételek szerepelnek, amelyekben találtunk információt az ÖÁ indikátorokra vonatkozóan (2. táblázat).

Ezekből kirajzolódott, hogy milyen indikátorokat használtak leggyakrabban az egyes felmérésekben és milyen ökoszisztéma-típusokra. Ez az áttekintés segítette az ÖSz-kaszád 2. szintjén történő értékelést előkészítését.

Egyes átfogóbb, és/vagy kiemelten érdekes tételeket röviden bemutatunk.

A **nemzeti** ÖSz-felmérések eredményeinek áttekintését részben a NÖSZTÉP keretén belül elvégzett irodalmi elemzésre támaszkodva (NÖSZTÉP Szakirodalmi áttekintés összefoglaló 2018), részben a hozzáférhető jelentések, illetve az Esmeralda projekt oldalán található országos összefoglalók „Fact sheet”-ok alapján végeztük (https://biodiversity.europa.eu/maes/maes_countries).

Az ökológiai állapotra találunk távérzékelte adatokon alapuló értékeléseket is. Az ingyen hozzáférhető **SWOS** (Satellite-based Wetland Observation Service) szoftver Sentinel és Landsat adatokból állít elő olyan produktumokat mint pl. vízzel borítottság gyakorisága /időbeli változása vagy a vízmélység változása. Ezt az eszközt az EU-s MAES szakértők külön megbízásával fejlesztették ki, kifejezetten a vizes területek lehatárolására és ökológiai állapotuk értékelésére, elősegítvén a tagállamok ökoszisztéma-szolgáltatásainak értékelését (Schröder *et al.* 2017).

Ezen túl végignéztük a **MAES 5. jelentésben** (Maes *et al.* 2018) az egyes élőhelyekre javasolt ÖÁ-indikátorokat és az OpenNESS keretén belül megvalósult nagy irodalmi review eredményei alapján született Smith *et al.* 2017 és Peréz-Soba *et al.* 2015 táblázatait.

A vizes élőhelyek és víztestek szempontjából releváns **Víz-Keretirányelv (VKI)** egyes komponenseinek alkalmazhatóságát ÖSz-ek felmérésére spanyol kontextusban, nemzetközi irodalmakra támaszkodva Vidal-Albacarra *et al.* (2016) végezte el. Mivel a VKI több egyeztetési körön ment keresztül az EU tagállamokon belül (nagyjából egységes, ld. pl. a Common Implementation Strategy for The Water Framework Directive 2003 útmutató),

várakozásunk az volt, hogy ezek az eredmények bár nem egy-az egyben, de mégiscsak elég jól alkalmazhatók magyar kontextusban is.

Ezért áttekintettük a VKI-ban, illetve a VKI magyar kivitelezésében, a VGT-ben szereplő egyes paramétereket, az egyes komponensek részeit, és mérlegeltük felhasználhatóságukat. Míg a VKI célkitűzése szerint magukat a víztesteket hivatott minősíteni ökológiai állapotuknak megfelelően, mi elsősorban a kiválasztott ÖSz-ek működésének, funkciójuk biztosításának szempontjából végeztük az értékelést.

Míg általános leírás a hidromorfológiai komponensekről (címszó szintjén) sok helyen található (így a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv – főanyagban is, OVGT 2015), az egyes komponensek mivoltát nehezebb felfedezni („6-4. Háttéranyag - Felszíni víztestek hidromorfológiai állapotértékelési rendszere). Ebben a dokumentumban szereplő komponenseket egy kis munkával be lehet azonosítani a („6_4_melleklet_FEV_hidromorfologiai_es_mennyisegei_allapot” alatt található adattáblázatok tételeihez).

1.3 A projekt keretén belül javasolt/kidolgozandó általános ÖÁ-indikátorok listája

A projekt keretén belül az egyes élőhelyek állapotának jellemzésére („természetesség”), illetve a táj diverzitására és a talaj állapotára javasolt **általános indikátorokat** (Tanács *et al.* 2018) külön szakértői elemzésnek vontuk alá. A listában ÖSz-enként jelöltük, mely indikátorok lehetnek relevánsak az egyes hidrológiai ÖSz-ek szempontjából. Itt a teljes átnézett listát közöljük, ami egyes pontokban eltérhet a végleg megvalósított indikátorok körétől (3. táblázat).

1.4 Irodalmi áttekintés eredményei

Az irodalmi áttekintés során 48 publikációt tekintettünk át, melynek eredményeit igyekeztünk összefoglalni, leegyszerűsítve egy **táblázatban** (2. táblázat), mely az egyes ÖSz-ek szerint tagolja, hogy mely ökoszisztémákban, illetve milyen (domborzati, hidrológiai) körülmények között, milyen ÖÁ-indikátorokat használtak, illetve tartottak relevánsnak.

A releváns ÖÁ-indikátorok szelektálását az **alaptérkép** 1. szintű bontásáig végeztük (erdők/gyepek/városi/agrár/vizes élőhelyek/vizek), mint ahogyan a projektben kiszámítandó/alkalmazandó általános ÖÁ-indikátorokra is történt. Több helyen felmerült, hogy a potenciális ÖSz értékelés szintjén más adatokat is érdemes lesz bevonni az élőhelyek hidrológiai szempontból releváns tulajdonságainak integrálására, ezek azonban gyakran nem fednek át az alaptérkép finomabb kategóriánál figyelembe vett szempontokkal (pl. cserjeszint sűrűsége fontos egy erdőben, kevésbé, hogy adott állományban mely fafaj dominál – ebből legfeljebb visszafele tudnánk valamelyest következtetni a „tipikus” cserjeszintre). ÖÁ szinten releváns elhatárolásként azonban fontos figyelembe venni a domborzatot: a hullámterekre más szempontok érvényesek, mint a síkvidékre vagy a domb/hegyvidéki területekre. A dombvidéket lehet „lefolys által dominált rendszereknek” nevezni (ld. Nedkov & Burkhard 2012), míg a síkvidékre a vizek beszivárgása vagy elpárologása jellemzőbb. Az árterek ebből a szempontból a síkvidéknek felelnek meg inkább.

Az áttekintett publikációkból összesen 21-ben találtunk utalást konkrét hidrológiai ÖSz-ek és ÖÁ-indikátorok közötti összefüggésre. A **nemzeti** ÖSz-értékelésekben kifejezetten kevés helyen térnek ki az ökoszisztémák állapotára, még sokkal kevesebb felmérésben

integrálnak bármiféle ÖÁ-mutatót az ÖSz-modellekbe (az átnézett 8 nemzeti értékelésből 2 helyen találtunk konkrét alkalmazást). Szövegesen bár gyakorlatilag mindenhol meg van említve az ÖÁ - ÖSz kapcsolatának fontossága, a modellezési, értékelési szintbe ritkán épül be.

3. táblázat: Az egyes hidrológiai ÖSz-ek szempontjából releváns ökoszisztéma-állapot-jellemzők a vizsgált publikációk említései szerint. A cellákban a számok az egyes irodalmi tételek sorszámát jelzik. A vizsgált publikációk listája a táblázat alatt található.

	erózió	árvíz-védelem	lefolyás	aszály-védelem	szűrés
tájhasználat	13)		4) 8) 12)		8) 12)
biodiverzitás			21)		15)
talajtulajdonságok			8)		5) 7) 8)
talaj szerves szén			6)		
talaj vízáteresztő képessége			6)		
(agrár) szegélyek	7)				
(erdő) védett terület aránya/védettség			10) 17)	10)	10)
(vizek) struktúra, természetesség, morfológiai állapot					7) 3)
(víz, vizes élőhely) vízmélység fluktuáció	2)	2)			
(hullámtér, vizes élőhely) növényzete/struktúrája	3)	3)		3)	3)
(ártér, wetland) elárasztás gyakorisága, vízjárás	2)	1) 2)			3)
(ártér) térfogat		3) 7) 10) 11) 14)			
(ártér) védettség		10)			
(ártéri vizes élőhely) víztestek mérete (terület, mélység, térfogat)		10) 18)			3) 18) 20)
(vizes élőhely) vízszíningadozás			16)		16)
(ártéri vizes élőhely) laterális hidrológiai összeköttetés?		18)			18)
(víz) élőhelyek diverzitása					3)
(víz) vízi növényzet borítása és diverzitása					3)
(vizek) hidromorfológia		19)	19)	19)	19)

1 Lautenbach, S., Maes, J., Kattwinkel, M., Seppelt, R., Strauch, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Volk, M., Weinert, J., Dormann, C.F., 2012. Mapping water quality-related ecosystem services: concepts and applications for nitrogen retention and pesticide risk reduction. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8, 35–49. <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.631940>

- 2 Schröder, C., Malak, D.A., Thulin, S., Philipson, P., Malak, D.A., 2017. MAES Service Case: Wetland ecosystem condition mapping (v.1.0), SWOS Technical publication.
- 3 Vidal-Abarca, M.R., Santos-Martín, F., Martín-López, B., Sánchez-Montoya, M.M., Suárez Alonso, M.L., 2016. Exploring the Capacity of Water Framework Directive Indices to Assess Ecosystem Services in Fluvial and Riparian Systems: Towards a Second Implementation Phase. *Environ. Manage.* 57, 1139–1152. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0674-6>
- 4 Alila, Y., Kuraś, P.K., Schnorbus, M., Hudson, R., 2009. Forests and floods: A new paradigm sheds light on age-old controversies: FORESTS AND FLOODS-A NEW PARADIGM. *Water Resour. Res.* 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR007207>
- 5 Duku, C., Rathjens, H., Zwart, S.J., Hein, L., 2015. Towards ecosystem accounting: a comprehensive approach to modelling multiple hydrological ecosystem services. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 4377–4396. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4377-2015>
- 6 Burkhard, B., Maes, J. (Eds.), 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia.
- 7 Albert, C., Burkhard, B., Daube, S., 2015. Development of national indicators for ecosystem services recommendations for Germany: Discussion paper, BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz(BfN), Bonn- Bad Godesberg.
- 8 Clapcott JE, Collier KJ, Death RG, Goodwin EO, Harding JS, Kelly D, Leathwick JR, Young RG (2012) Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity: Stream integrity along land-use gradients. *Freshwater Biology* 57(1): 74–90.
- 10 Maes, J., Liquete, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., *et al.* 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020 – Supplementary Material - (S1-S4) CICES indicators: *Ecosyst. Serv.* 17, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>
- 11 Nedkov, S., Burkhard, B., 2012. Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecol. Indic.* 21, 67–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.022>
- 12 Parker, N., Naumann, E-K., Medcalf, K., Haines-Young, R., Potschin, M., Kretsch, C., Parker, J. & Burkhard, B., 2016. National ecosystem and ecosystem service mapping pilot for a suite of prioritised services. *Ir. Wildl. Man., National Parks and Wildlife Service, Department of Arts, Heritage, Regional, Rural and Gaeltacht Affairs, Ireland* 95
- 13 Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., Willemen, L., Drakou, E.G., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2012. Indicators for mapping ecosystem services: a review. Publications Office, Luxembourg.
- 14 Barth, N.-C., Döll, P., 2016. Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. *Ecosyst. Serv.* 21, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.012> -
- 15 Cardinale, B.J., 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature* 472, 86–89. <https://doi.org/10.1038/nature09904>
- 16 Doherty, J.M., Miller, J.F., Prellwitz, S.G., Thompson, A.M., Loheide, S.P., Zedler, J.B., 2014. Hydrologic Regimes Revealed Bundles and Tradeoffs Among Six Wetland Services. *Ecosystems* 17, 1026–1039. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9775-3>
- 17 EEA (European Environmental Agency), Technical Report No. 13/2015, Water-retention potential of Europe’s forests Electronic document, hozzáférve, 2018.08.28, Link: <https://www.eea.europa.eu/publications/water-retention-potential-of-forests/download>
- 18 Pataki, B., Zsuffa, I., Hunyady, A., 2013. Vulnerability assessment for supporting the revitalisation of river floodplains. *Environ. Sci. Policy* 34, 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.010>

- 19 Wallis, C., N Séon-Massin, F Martini, M Schoupe 2011. Implementation of the Water Framework Directive—when ecosystem services come into play. 2nd „Water Science Meets Policy” Event. Brussels 29 (2011)
- 20 Grizzetti, B., Lanzaova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., Cardoso, A.C., 2016. Assessing water ecosystem services for water resource management. Environ. Sci. Policy 61, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- 21 Santos-Martín F, Martín-López B, García-Llorente M, Aguado M, Benayas J, Montes C (2013) Unraveling the Relationships between Ecosystems and Human Wellbeing in Spain. PLoS ONE 8(9): e73249.

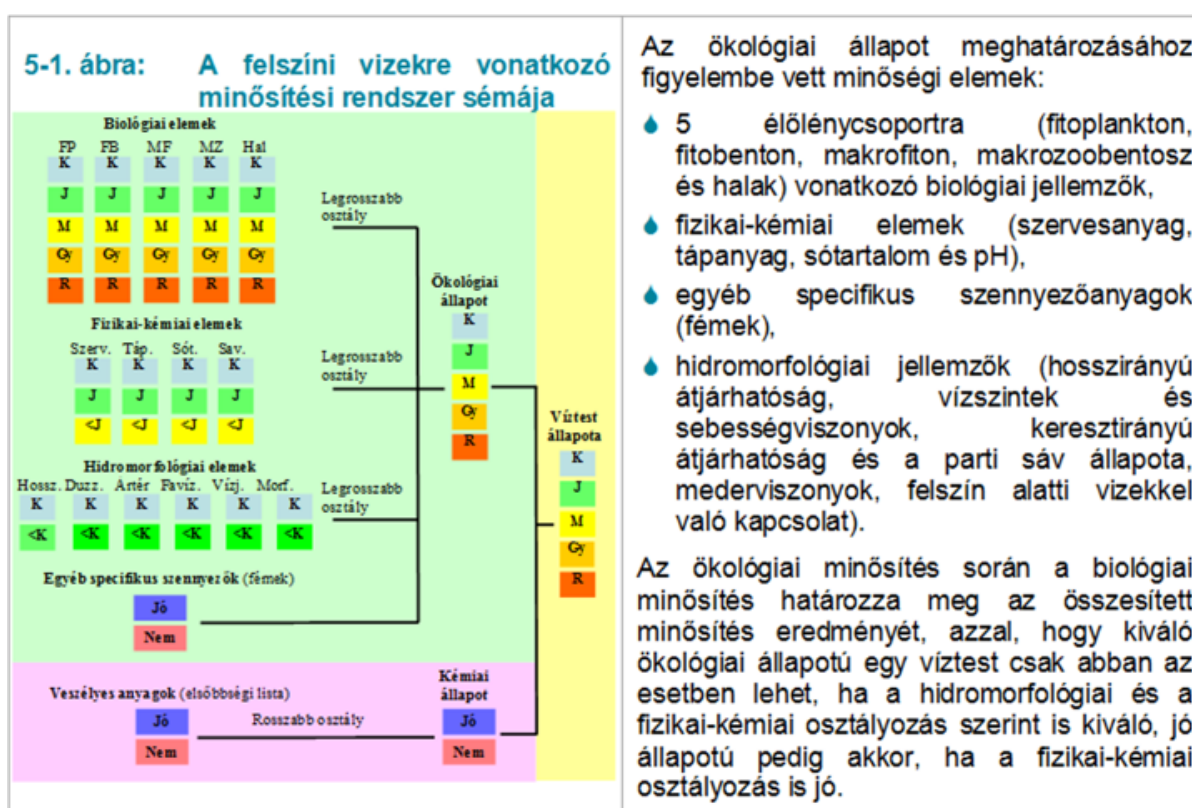
Az egyik leggyakrabban javasolt indikátor, mind az állapot, mind a potenciális ÖSz szintjén a **növényzet-típusok kiterjedése**, jellemzően az erdők (esetleg még a gyepek) pozitív értékelése (pl. Alila *et al.* 2009). Ezzel szemben erősen negatív hatással vannak a városi, víz által nem átjárható (impermeábilis) felületek, és az agrárterületek (Clapcott *et al.* 2012, Burkhard & Maes 2017). Ez a megközelítés vízgyűjtő szinten értelmezhető és alkalmazható, azonban nem egy pixel-alapú értékelési algoritmus kidolgozásában, ezért ettől eltekintettünk.

A **talaj** tulajdonságai a lefolyás meghatározásában kiemelkedően fontosak, a lefolyás sebessége pedig a megvalósuló szűrés intenzitását is befolyásolja (Clapcott *et al.* 2012). Itt különösen nehéz meghatározni, hogy mely talajtulajdonságok értelmezhetők egy állapotot (mint minőséget) jellemző tényezőként, és melyek adódnak a talajtípusok tulajdonságaiból.

A **VKI** hármas megközelítéséből (biológiai elemek, fizikai-kémiai elemek és hidromorfológiai elemek, ld. 3. táblázat és 1. ábra. ábra), a **hidromorfológiai** elemek közt találtunk több olyat, ami szakértői vélemény és a szakirodalom szerint összefüggésbe hozható valamelyik hidrológiai ÖSz-ünkkel. Az értékelésbe bevonásra alkalmasnak tűnő indikátorokat a 4. táblázat mutatja be. A VKI paramétereinek részletes elemzése után hiányoljuk az árterek és a vizek menti sávok (struktúra, borítás, természetesség) bevonását az ökológiai állapotra vonatkozó indikátorok sorába. Az erre vonatkozó *igényt* pedig az EN15843 Európai Szabvány is tartalmazza, több tagállam ki is dolgozott értékelési rendszert erre, így például a már említett spanyol felmérés (Vidal-Albacarra *et al.* 2016), de az angol és az olasz (Nagy 2007) rendszer is tartalmaz ilyen jellegű mutatókat. Az áttekintett indikátorok közül a folyómenti, ill. **víztestmenti növényzeti sáv** szélessége tűnik a Ökoszisztéma alaptérkép segítségével is kivitelezhetőnek.

4. táblázat: A VKI keretén belüli monitoringhoz használt biológiai és kémiai mutatók

Biológiai mutatók	Fitoplankton
	Fitobentosz
	Makrofiton
	Makrozoobentosz
	Halak
Kémiai mutatók	Hőmérséklet
	Oxigén-ellátottság
	Sótartalom
	pH
	Tápanyagháztartás



1. ábra: A VGT szerinti értékelés sematikus ábrája (OVGT 2015).

5. táblázat: A hidrológiai ŐSz-ek szempontjából relevánsnak ítélt VKI szerinti indikátorok.

	Mely ŐSz-ek számára releváns?		
	erózió	árvíz	szűrés
Erdő aránya a vízgyűjtőn	x	x	x
Rét, legelő aránya a vízgyűjtőn	x	x	x
Vizenyős terület aránya a vízgyűjtőn	x	x	x
Területhasználat miatti állapot	x	x	x
Mederszabályozás miatti állapot		x	x
Meder- és partvédelem miatti állapot		x	x
Feliszapolódottság		x	x
Árvízvédelmi töltések miatti állapot		x	x
Morfológiai állapot		x	
Átjárhatóság		x	
Duzzasztás miatti állapot	x	x	?
Hidrológiai állapot		x	
Hidromorfológiai állapot		x	
fitoplankton			x
makrofiton		x	x
makrozoobentosz			x
halak			x
hőmérséklet			x
oxigén-ellátottság			x
pH			x
tápanyag-viszonyok			x
tápanyag-terhelés (N)			x
tápanyag-terhelés (P)			x
szennyvízbevezetés			x

A **vizes élőhelyek** (az alaptérkép kategóriái szerint: Vízben álló mocsári/lápi növényzet; Időszakos vízhatás alatt álló gyepek & láp- és mocsárrétek; Fűzlápok; Láp- és mocsárrédek; Egyéb vizes élőhelyek) sok funkciójukkal a hidrológiai ŐSz-ekhez kapcsolódnak (szűrnék, vízmennyiséget szabályoznak), azonban értékelésükre nem találtunk alkalmas módszertant. Schröder *et al.* (2016) adnak egy áttekintést az Európában alkalmazott értékelési rendszerekről (Ramsar, Natura 2000, EU-s Habitat Red List (Élőhelyek vörös listája), VKI), ami alapján kirajzolódik, hogy a VKI-n kívül az összes minősítő rendszer csak nagyon elnagyolt, általános indikátorokat javasol (pl. vizes élőhely kiterjedése, ill. ennek változása, vízborítása, „kvalitatív elemek”), ezért a tanulmányban is arra jutnak, hogy a VKI útmutatásait veszik leginkább mérvadónak. A szerzők által fejlesztett **SWOS** termékek közül

többet potenciálisan alkalmazhatónak tartottunk a vizes élőhelyek értékelésére (pl. víz borítottság sűrűsége „submergion frequency”), nemzeti szintű alkalmazása azonban még kérdéses (fejlesztőkkel egyeztetés alatt). A vizes élőhelyek funkciójukban az elhelyezkedésüktől, hidrológiai típusuktól is függenek, így megkülönböztethetünk felvízi vizes élőhelyeket, teresztris vizes élőhelyeket és ártéri vizes élőhelyeket (Bullock & Acreman 2003). Az alapos irodalmi elemzésnek megfelelően, utóbbinak, az **árterek vizes élőhelyeinek** tulajdonítható legegységesebben árvíz-védelmi funkció, valamint a felszín alatti vízkészletek feltöltése. A csoport szakértői tudásának megfelelően ezekre dolgoztunk ki egy értékelési javaslatot, különös tekintettel a holtágakra.

1.5. Hullámtéri holtágak/wetlandek - javaslat

Indikátor jellege	VGT - hidromorfológia, egyéb potenciális adatforrás	Indikátor
Hidromorfológia	VGT - "Állóvíz táplálásának módosítása"	Hidraulikai kapcsolat minősége a főmeder és a hullámtéri holtág között
	DEM	Küszöbszint (vagy annak változása) a hullámtéri holtágaknál - vagyis az a vízszint, ami már be tud jutni a holtmederbe, úgy hogy még nincs árvíz, csak nagyvíz (ez nem mos át, nincs vízcsere, vízpótlás szempontjából fontos)
	VGT - "Meder: feliszapolódottság, túlkotrás"	hullámtéri holtágak feliszapolódásának mértéke, előrehaladottsága
Vízjárás jellemzők	SWOS - submergion frequency?	Árvízi előntések száma, eloszlása. Flood dynamics
	VGT - "Vízpótlás"	Mesterséges vízpótlás, vízvisszatartás (rehabilitáció)
	SWOS - depth fluctuation?	Párolgási veszteség (vízszint csökkenés)

1.6. Általános ökoszisztéma-állapot indikátorok

Az általános ÖÁ-indikátorokból válogatást a hidrológiai ÖSz-ek szempontjából az 6. táblázat mutatja be.

6. táblázat: jelölve a 2. kaszkádszinten (is) használható befolyásoló tényezők. „x” - szakértők véleményezése alapján van összefüggés, „?” - kétséges az összefüggés

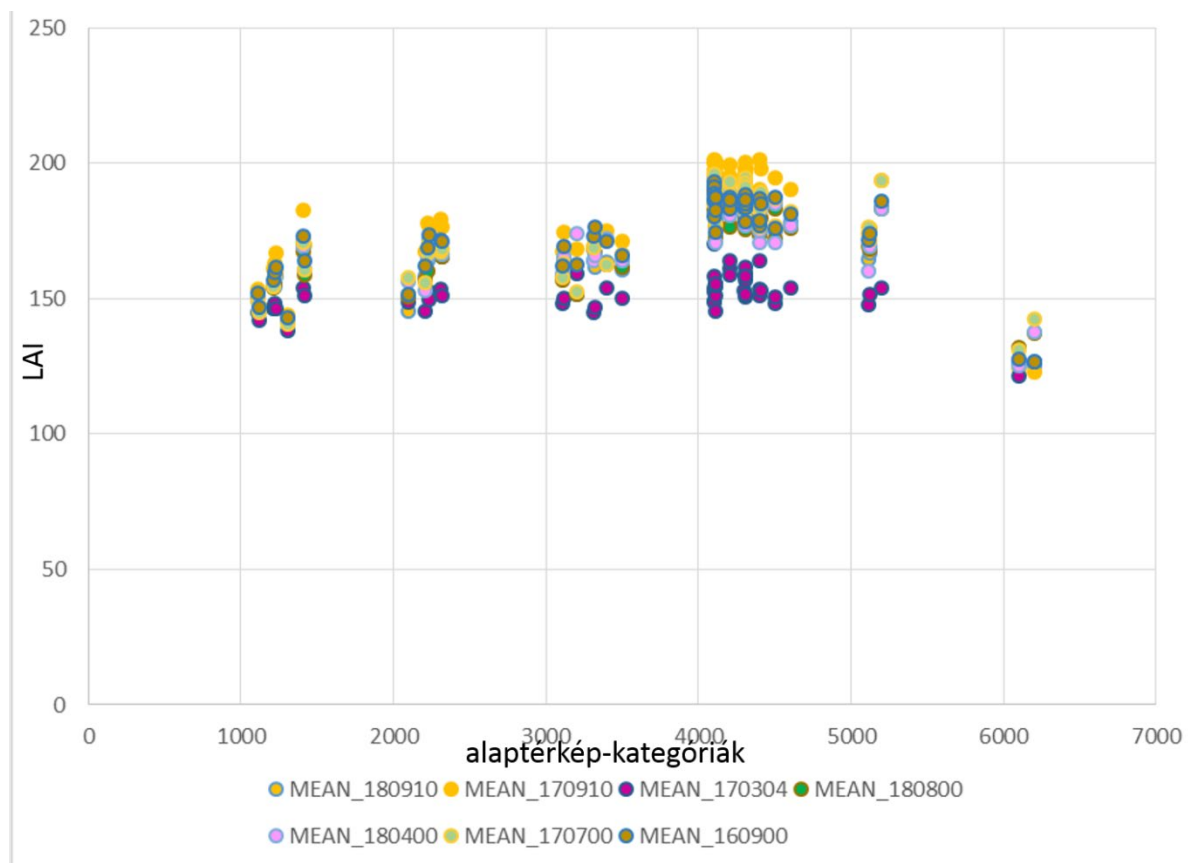
Indikátor-csoport	Indikátor	erózió	árvíz	lefolyás	aszály	szűrés	relevancia	2. k. szint
táji diverzitás	Shannon index		?	?		?	táji	

Indikátor-csoport	Indikátor	erózió	árvíz	lefolyás	aszály	szűrés	relevancia	2. k. szint
táji diverzitás	Simpson index		?	?		?	táji	
táji diverzitás	természetes/természetközeli élőhelyek denzitása (pl. típusok száma/100 ha)	x		x		x	táji	
fragmentáltság	GUIDOS modell - FAD	x		x		x	táji	
	talaj szervesanyag-tartalom					x	talaj	x?
	erózió-veszélyeztetettség	x					talaj	
Strukturális ökoszisztéma tulajdonságok	kistáblás/nagy táblás művelés aránya	x	x	x		x	agrár	
természetesség / tájhasználat	legeltetés/kaszálás	x		x		x	gyep	x?
természetesség	gyep szukcesszió	x	x				gyep	
természetesség	fafajsorok (=szintek) száma		x	x			erdő	
természetesség	lombkoronaszint faji diverzitás		x	x			erdő	
természetesség	cserjeszint megléte és jellemzői	x	x	x		x	erdő	x
természetesség	holtfa mennyiség	x	x	?		x	erdő	

2. MELLÉKLET: POTENCIÁLIS ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁS SZINTJÉN JAVASOLT ÉRTÉKELÉS HÁTTERE

Annak érdekében, hogy meg tudjuk határozni, mely ökoszisztémák (Ökoszisztéma-alaptérkép egységek) mekkora mértékben tudnak a tárgyalt ÖSz-ek szempontjából potenciálisan szolgáltatni, a szakirodalomra, valamint szakértői becslésre támaszkodtunk.

A szakirodalmi áttekintést a melléklet 1. táblázatában láthatjuk. Amennyiben több eshetőségre volt adat feltüntetve (pl. gyengébb vagy jobb víztartó-képességű talaj), a középső értékeket választottuk, illetve adott esetben átlagoltunk. Mint azt a főszöveg 2. táblázatában is láttuk, ill. a 3.1 pont alatt tárgyaltuk, az egyes szakterületek kicsit eltérő aspektusokat vesznek számításba a növényzet jellemzéséhez. Az országos, távérzékelt adatokból az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriáira számított értékeket tájékoztatóként néztük (1. ábra), illetve vetettük össze az irodalomban talált LAI-, illetve intercepció-adatokkal (1. táblázat). Látható, hogy a tavaszi időpontokat eltérőek, feltehetőleg itt a lombfakadás időpontja erősen befolyásolta az értékeket.



1. ábra: A növényzeti kategóriák kódjai (vízszintes tengely) és a hozzájuk tartozó átlagos LAI értékek az egyes időpontokra ('mean' évszám-hónap). Kódok: 1000 – települések, 2000 kódok agrárterületek, 3000 – gyepek, 4000 – erdők, 5000 – vizes élőhelyek, 6000 – vizek.

1. táblázat: Az egyes ökoszisztéma-típusok irodalomban közölt jellemzői a lefolyás mérséklésére. Az áttekintésbe olyan publikált információkat vettünk be, mely konkrét mért, vagy szakértők által becsült, egymáshoz viszonyított értékeket tartalmaz az egyes növényzeti kategóriákra vonatkoztatva. Az áttekinthetőség kedvéért a táblázatot több részre tördeltük. **ÖT**: ökoszisztéma-típus eredeti megnevezése; **I**: intercepció: mm-ben, vagy %-osan éves csapadékhoz viszonyítva; **A**: arányszámok: pontosabban ld. hivatkozott irodalom; **M**: Manning tényező; **LAI**: levél-felület index; **GLAI**: távérzékelt átlag értékek (nyári és őszi adatokra) Magyarországra. A hivatkozott irodalmak listája:

1) Nedkov S, Burkhard B (2012) Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators* 21: 67–79.

2) Farrugia S, Hudson MD, McCulloch L (2013) An evaluation of flood control and urban cooling ecosystem services delivered by urban green infrastructure. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 9(2): 136–145. - arányszám 'Green Space Score for flood control';

3) NRCS-USDA (2007) National Engineering Handbook. United States Department of Agriculture, <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/?cid=stelprdb1043063>. - arányszám 'Curve Number'; min-max értékek átlagos lefolyásra, zárójelben átlaguk

4) Panagos P, Borrelli P, Meusburger K, Alewell C, Lugato E, Montanarella L (2015) Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48: 38–50.

5) Jolankai G., (1983). Modelling of non-point source pollution. In: *Application of Ecological Modelling in Environmental Management*. Elsevier, Amsterdam.

6) Kalyanapu AJ (2009) Effect of land use-based surface roughness on hydrologic model output. *Journal of Spatial Hydrology* 9: 22.

7) Breuer L, Eckhardt K, Frede H-G (2003) Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* 169(2–3): 237–293.

8) FÖMI adatok alapján saját számítások

			Lefolyás					
				jellemezett tényező		jellemezett tényező		jellemezett tényező
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 1)	I 1)	ÖT 2)	A 2)	ÖT 3)	A 3)
VÁROS	Épületek	Alacsony épület			Buildings	0	Farmsteads—buildings, lanes, driveways	74-82 (78)
		Magas épület						
	Utak és vasutak	Szilárd burkolatú utak			Impermeable surfaces	0		
		Földutak						
		Vasutak						
	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek			Impermeable surfaces	0		

			Lefolyás						
				jellemezett tényező		jellemezett tényező		jellemezett tényező	
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 1)	I 1)	ÖT 2)	A 2)	ÖT 3)	A 3)	
	Zöldfelületek mesterséges környezetben	Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal			Parkland/scattered trees	0.7			
		Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül			Amenity grassland	0.5			
AGRÁR	Szántóföldek	Szántóföldek			Arable land	0.3	Woods—grass combination (orchard, ...)	65 -76 (71)	
		Szőlők							
	Állandó kultúrák	Gyümölcsösök, bogyósok							
		Energiaültetvények							
	Komplex területek	Komplex művelési szerkezet épületekkel							
		Komplex művelési szerkezet épületek nélkül							
GYEPEK	Homoki gyepek	Nyílt homokpuszta gyepek	grasslands	15% (1.3m m)			Pasture, grassland /meadow	69-79 (74)/ 58-71 (65)	
		Zárt gyepek homokon							
	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek							

			Lefolyás						
				jellemezett tényező		jellemezett tényező		jellemezett tényező	
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 1)	I 1)	ÖT 2)	A 2)	ÖT 3)	A 3)	
	Sziklakibúvásokkal tarkított gyepek	Sziklakibúvás okkal tarkított mészkedvelő gyepek							
		Sziklakibúvás okkal tarkított egyéb gyepek							
		Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken			0.6			
		Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet						
ERDŐK	Többletvízhatástól független (TVFLN) erdők	Bükkösök	beech	14% (3.1m m);	broad-leaved woodland with sparse undergrowth	0.8			
		Gyertyános kocsánytalan tölgyesek	oak	(2.4m m);	broad-leaved woodland with dense undergrowth	1			
		Cseresek							
		Molyhos tölgyesek							
		Ny-Dunántúli erdeifenyvesei	Coniferous forests:						
		Ny-Dunántúli erdeifenyőelegyes lomberdei	26-30% prec (3.9m m); spruce 29% (4.3m						
							Woods	60-73 (67)	

			Lefolyás					
				jellemezett tényező		jellemezett tényező		jellemezett tényező
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 1)	I 1)	ÖT 2)	A 2)	ÖT 3)	A 3)
			m); pine (1.8-5- 2mm)					
		Hazai nyárasok						
		Hegy- és dombvidéki pionír erdők						
		Gyertyános kocsányos tölgyesek						
		Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek	hardwo od 13% (4.8m m);					
		Egyéb, többletvízhatástól független őshonos dominanciájú erdők						
		Egyéb elegyes lomberdők						
	Természetszerűbb galériaerdők	Puhafás ártéri erdők						
		Keményfás ártéri erdők						
		Ártéri égeresek						
	Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők	Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek TVHA						
		Égeresek						

			Lefolyás					
				jellemezett tényező		jellemezett tényező		jellemezett tényező
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 1)	I 1)	ÖT 2)	A 2)	ÖT 3)	A 3)
		Többletvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek						
		Ártéren kívüli fűzesek						
		Ártéren kívüli, többletvízhatás alatti nyárasok						
		Nyíresek						
		Többletvízhatással érintett cseresek						
		Egyéb, többletvízhatással érintett őshonos dominanciájú erdők						
		Egyéb, többletvízhatással érintett egyes lomberdők						
	Idegenhonos faültetvények	Tülevelűek dominálta ültetvények	Coniferous forests: 26-30% prec (3.9m m); spruce 29% (4.3m m);		Planted broad-leaved woodland with dense undergrowth /with	0.9 /0.8		
		Akác dominálta ültetvények						
		Nemesnyár- és fűz dominálta ültetvények						

			Lefolyás					
				jellemezett tényező		jellemezett tényező		jellemezett tényező
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 1)	I 1)	ÖT 2)	A 2)	ÖT 3)	A 3)
		Egyéb idegenhonos lombos fajok dominálta erdők	pine (1.8-5-2mm)		sparse undergrowth			
	Erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek	Pusztavágás						
		Folyamatban lévő felújítás						
	Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	shrubs (1mm)		Scrub with dense /sparse undergrowth	0.9 /0.8	Brush	56-70 (63)
VIZES	Lágy szárú dominanciájú vizes élőhelyek	Vízben álló mocsári/lápi növényzet						
		Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek						
	Fás szárú dominanciájú vizes élőhelyek	Láp- és mocsárerdők						
VÍZ	Állóvizek	Állóvizek			Standing water	1		
	Vízfolyások	Vízfolyások			Running water	1		

			Lefolyás						
				jellemezett tényező		jellemezett tényező		jellemezett tényező	
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 6)	M 6)	ÖT 7)	I 7)	L AI 7)	GLAI 8)	
VÁROS	Épületek	Alacsony épület	Developed, low intensity	0.0678				151	
		Magas épület	Developed, high intensity	0.0404				147	
	Utak és vasutak	Szilárd burkolatú utak						156	
		Földutak						158	
		Vasutak						161	
	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek						142	
	Zöldfelületek mesterséges környezetben	Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal							173
		Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül							162
	AGRÁR	Szántóföldek	Szántóföldek						151
		Állandó kultúrák	Szőlők			crops	2.6	3.8	160
Gyümölcsösök, bogyósok					168				
Energiaültetvények					172				
Komplex területek		Komplex művelési szerkezet épületekkel						171	

			Lefolyás											
				jellemezett tényező		jellemzett tényező		jellemezett tényező						
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 6)	M 6)	ÖT 7)	I 7)	L AI 7)	GLAI 8)						
		Komplex művelési szerkezet épületek nélkül						169						
GYEPEK	Homoki gyepek	Nyílt homokpuszta gyepek	Grassland/herbaceous	0.368	Herbs, forbs, grasses	1.9	6.2	160						
		Zárt gyepek homokon						167						
	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek						157						
	Szikkalibúvá sokkal tarkított gyepek	Szikkalibúvá sokkal tarkított mézszedvelő gyepek						169						
		Szikkalibúvá sokkal tarkított egyéb gyepek						170						
	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken						Pasture/Hay	0.325					167
	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet												165
ERDŐK	Többletvízhatástól független (TVFLN) erdők	Bükkösök	Deciduous forest	0.36	Deciduous forest	1	5.4	193						
		Gyertyános kocsánytalan tölgyesek						191						
		Cseresek						189						

			Lefolyás					
				jellemezett tényező		jellemzett tényező		jellemezett tényező
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 6)	M 6)	ÖT 7)	I 7)	L AI 7)	GLAI 8)
		Molyhos tölgyesek						188
		Ny-Dunántúl erdeifenyvesei	Evergreen forest	0.32	Coniferous forest	1.9	6.3	185
		Ny-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lomberei						190
		Hazai nyárasok	Deciduous forest	0.36	Deciduous forest	1	5.4	178
		Hegy- és dombvidéki pionír erdők						187
		Gyertyános kocsányos tölgyesek						190
		Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek						185
		Egyéb, többletvízhatástól független őshonos dominanciájú erdők						190
		Egyéb elegyes lomberdők						189
	Természetszerűbb galériaerdők	Puhafás ártéri erdők						185
		Keményfás ártéri erdők						187
		Ártéri égeresek	190					

			Lefolyás					
				jellemezett tényező		jellemezett tényező		jellemezett tényező
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 6)	M 6)	ÖT 7)	I 7)	L AI 7)	GLAI 8)
Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők		Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek TVHA						186
		Égeresek						190
		Többlétvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek						190
		Ártéren kívüli füzesek						185
		Ártéren kívüli, többlétvízhatás alatti nyárasok						181
		Nyíresek						186
		Többlétvízhatással érintett cseresek						187
		Egyéb, többlétvízhatással érintett őshonos dominanciájú erdők						188
		Egyéb, többlétvízhatással érintett elegyes lomberdők						188
	Idegenhonos faültetvények	Tülevelűek dominálta ültetvények	Evergreen forest	0.32	coniferous forest	1.9	6.3	179
Akác dominálta ültetvények		Deciduous forest	0.36	deciduous forest	1	5.4	189	

			Lefolyás					
				jellemezett tényező		jellemezett tényező		jellemezett tényező
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 6)	M 6)	ÖT 7)	I 7)	L AI 7)	GLAI 8)
		Nemesnyár- és fűz dominálta ültetvények						181
		Egyéb idegenhonos lombos fajok dominálta erdők						188
	Erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek	Pusztavágás						177
		Folyamatban lévő felújítás						187
	Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	Máshová nem besorolható fás szárú növényzet						Shrub/scrub
VIZES	Lágyszárú dominanciájú vizes élőhelyek	Vízben álló mocsári/lápi növényzet						171
		Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek	Emergent herbaceous wetlands	0.1825				171
	Fás szárú dominanciájú vizes élőhelyek	Láp- és mocsárerdők	Woody wetlands	0.086				188
VÍZ	Állóvizek	Állóvizek						128
	Vízfolyások	Vízfolyások						131

			Szűrés		Erózió						
				jellemzett tényező		jellemzett tényező					
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 5)	fajlagos bemosódás 5)	ÖT 4)	C-faktor 4)	C-faktor pontosítva, távérzékelt 4)	C-faktor pontosítva, távérzékelt, országonként 4)			
VÁROS	Épületek	Alacsony épület	urban area settlements	1.1-5.6							
		Magas épület									
	Utak és vasutak	Szilárd burkolatú utak									
		Földutak									
		Vasutak									
	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek									
		Zöldfelületek mesterséges környezetben			Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal						
	Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül										
	AGRÁR	Szántóföldek			Szántóföldek	mainly agriculture	0.25-1.35	Agriculture & natural areas			0.1491
		Állandó kultúrák			Szőlők			Vineyards	0.15–0.45	0.3527	0.3605
Gyümölcsösök, bogyósok			Fruit trees & berry plantations	0.1–0.3	0.2188						
Energiaültetvények											

			Szűrés		Erózió				
				jellemzett tényező		jellemzett tényező			
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 5)	fajlagos bemosódás 5)	ÖT 4)	C-faktor 4)	C-faktor pontosítva, távérzékelt 4)	C-faktor pontosítva, távérzékelt, országoként 4)	
	Komplex területek	Komplex művelési szerkezet épületekkel							
		Komplex művelési szerkezet épületek nélkül			Complex cultivation patterns	0.07–0.2	0.1384	0.1583	
GYEPEK	Homoki gyepek	Nyílt homokpuszta gyepek	pasture	1.1-5.6	Sparsely vegetated areas	0.1–0.45	0.0903	grasslands' 0.0564	
		Zárt gyepek homokon							
	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek							
	Sziklakibúvá sokkal tarkított gyepek	Sziklakibúvá sokkal tarkított gyepek				Natural grasslands	0.01–0.07	0.0435	
		Sziklakibúvá sokkal tarkított egyéb gyepek							
	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken				Pastures	0.05–0.15	0.0903	0.1167
Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet								
ERDŐK	Többlévtízhasztól független	Bükkösök	mainly forested land	0.02-1.0	Broad-leaved forest	0.0001–0.003	0.0013	forests' 0.0017	

			Szűrés		Erózió						
				jellemez t tényező		jellemez t tényező					
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 5)	fajlagos bemosód ás 5)	ÖT 4)	C- fakto r 4)	C-faktor pontosít va, távérzék elt 4)	C-faktor pontosítva, távérzékelt, országoké nt 4)			
	(TVFLN) erdők	Gyertyános kocsánytalan tölgyesek									
		Cseresek									
		Molyhos tölgyesek									
		Ny-Dunántúl erdeifenyvese i							Conifer ous forest	0.000 1– 0.003	0.0011
		Ny-Dunántúl erdeifenyő- elegyes lomberdei							Mixed forest	0.000 1– 0.003	0.0011
		Hazai nyárasok									
		Hegy- és dombvidéki pionír erdők									
		Gyertyános kocsányos tölgyesek									
		Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek									
		Egyéb, többletvízhatá stól független őshonos dominanciájú erdők									
	Egyéb elegyes lomberdők	Broad- leaved forest	0.000 1– 0.003	0.0013							
Természetsze rűbb	Puhafás ártéri erdők										

			Szűrés		Erózió			
				jellemez t tényező		jellemezett tényező		
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 5)	fajlagos bemosód ás 5)	ÖT 4)	C- fakto r 4)	C-faktor pontosít va, távérzék elt 4)	C-faktor pontosítva, távérzékelt, országoké nt 4)
	galériaerdők	Keményfás ártéri erdők						
		Ártéri égeresek						
	Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők	Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek TVHA						
		Égeresek						
		Többletvízhat ás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek						
		Ártéren kívüli füzesek						
		Ártéren kívüli, többletvízhatá s alatti nyárasok						
		Nyíresek						
		Többletvízhat ással érintett cseresek						
		Egyéb, többletvízhatá ssal érintett őshonos dominanciájú erdők						
		Egyéb, többletvízhatá ssal érintett elegyes lomberdők						

			Szűrés		Erózió			
				jellemez t tényező		jellemezett tényező		
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 5)	fajlagos bemosód ás 5)	ÖT 4)	C- fakto r 4)	C-faktor pontosít va, távérzék elt 4)	C-faktor pontosítva, távérzékelt, országoké nt 4)
	Idegenhonos faültetvénye k	Tülevelűek dominálta ültetvények			Conifer ous forest	0.000 1– 0.003	0.0011	
		Akác dominálta ültetvények			Broad- leaved forest	0.000 1– 0.003	0.0013	
		Nemesnyár- és fűz dominálta ültetvények						
		Egyéb idegenhonos lombos fajok dominálta erdők						
	Erdőként nyilvántartot t faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek	Pusztavágás						
		Folyamatban lévő felújítás						
Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	Máshová nem besorolható fás szárú növényzet			Transiti onal woodla nd- shrub	0.003 –0.05	0.0219	0.0306	
V I Z E S	Lágy szárú dominanciáj ú vizes élőhelyek	Vízben álló mocsári/lápi növényzet						
		Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek						
	Fás szárú dominanciáj ú vizes élőhelyek	Láp- és mocsárerdők						
V I Z	Állóvizek	Állóvizek						

			Szűrés		Erózió			
				jellemzett tényező		jellemzett tényező		
1. szint	2. szint	3. szint	ÖT 5)	fajlagos bemosódás 5)	ÖT 4)	C-faktor 4)	C-faktor pontosítva, távérzékelt 4)	C-faktor pontosítva, távérzékelt, országoként 4)
	Vízfolyások	Vízfolyások						

2. táblázat: A gyepek lefolyásának becslése a GLAI értékek segítségével, melyeket a becslés pontosításához használtunk.

NÖSZTÉP alaptérkép 3. szint	GLAI átlag	Becsült lefolyásmérséklés (súlyszámok)
Nyílt homokpuszta gyepek	160	0,4
Zárt gyepek homokon	167	0,89
Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	157	0,5
Sziklakibúvásokkal tarkított mészkedvelő gyepek	169	0,5
Sziklakibúvásokkal tarkított egyéb gyepek	170	0,5
Zárt gyepek kötött talajon vagy domb- és hegyvidéken	167	0,89
Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	165	0,6

3. MELLÉKLET – A SWAT MODELL ÉRZÉKENYSÉGVIZSGÁLATA, KALIBRÁCIÓJA ÉS VALIDÁCIÓJA

A modell paramétereinek beállítását egy 10 éves időszakon végeztük el (2001-2010), melyből az első 3 év egy „warm-up” időszak, ami a modell kezdeti feltételekből eredő hibáinak kiküszöbölését jelenti. Az aktív kalibráció így egy 7 éves időszakon történt, amiben több csapadékos év is volt (pl. 2010). A kalibráció a modell érzékenységvizsgálatával egyidejűleg történt a SWAT-CUP nevű optimalizációs szoftverrel, mely egy erre kifejlesztett célszoftver (Abbaspour, 2015). A program a megadott paraméter tartományban keresi az optimális paraméter kombinációt a kiválasztott hidrológiai/vízminőségi paraméterekre.

Több célfüggvény is választható, melyből jelen esetben a Nash-Sutcliffe modellhatékonysági mutató (NSE) került kiválasztásra. Ez egy széles körben alkalmazott modell mutató. Az ajánlások szerint a NSE értéke 0,5 felett nevezhető elfogadhatónak, és 0,65 felett kiválónak (Harmel *et al.*, 2018).

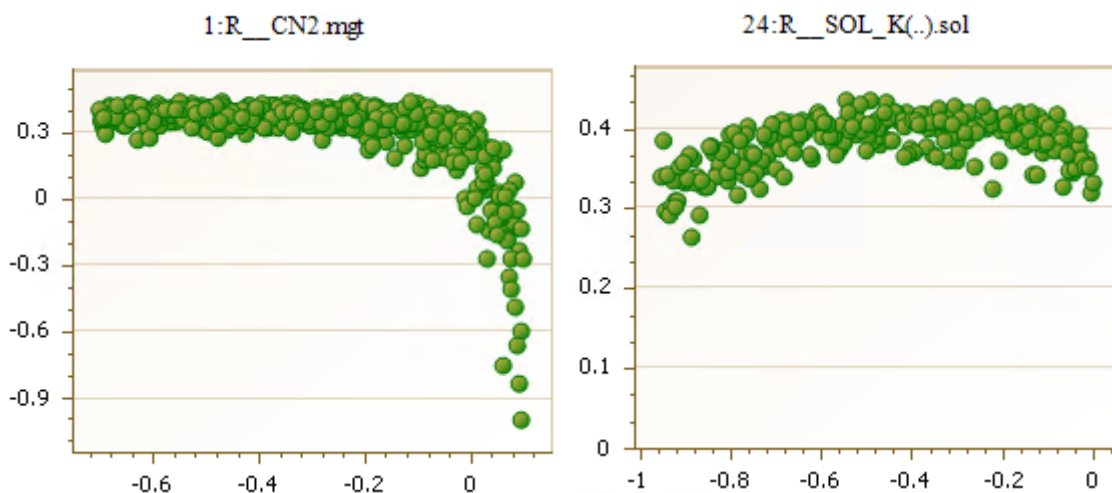
A modell érzékenységvizsgálata során globális és lokális vizsgálatokat is el lehet végezni, jelen modellel globális vizsgálatokat végeztünk. Az érzékenységvizsgálat minden paraméter kombinációnál eltérő rangsort adhat a vizsgált paraméterekre. A rangsor felállításához a student eloszlást használja az egyes paraméterek érzékenységének vizsgálatára.

Számos paraméter vizsgálatára sor került. Az optimalizációs eljárás során a talajhidraulikai paramétereket talaj típusonként (textúra osztály) engedjük változtatni, míg a CN számot először csak a területhasználathoz próbáltuk igazítani, később a talaj+területhasználat kombinációira is végeztünk optimalizációt, ami egyes esetekben jelentős javulást hozott (pl. a Zalalövő feletti őrségi területen). A vizsgált paraméterek közé felvettük a talaj párolgásának korrekciós tényezőjét, a talajvíz modelltől való kijutást szabályozó alsó küszöbértéket (GWQMN), a növény maximális intercepció paraméterét (CNMAX), valamint a felszíni lefolyás dinamikáját befolyásoló Manning tényezőket (főmederre és oldalági medrekre is) (CHN).

A vizsgálatok eredményei egyértelműen megmutatják, hogy a modell érzékeny a CN számra a magas tartományban. Ez annyit jelent, hogy az adott talaj hidrológiai osztályhoz és adott növényzethez tipikusan használt CN számoknál alacsonyabb értékek esetén működik jól a modell, azaz a beszivárgásnak jelentős szerepe van a Zala vízgyűjtőn (illetve annak egyes részein). Van olyan része a vízgyűjtőnek, ahol a kezdeti CN érték növelésére volt szükség (Őrség).

A CN szám megfelelő tartományának kiválasztása esetén a SWAT-CUP vizsgálatok a talaj hidraulikai paraméterek érzékenységére mutattak rá. Az elérhető vízkapacitás (azaz a talajban maximálisan tározható vízkészlet) paraméterére nagyon érzékeny a modell, míg a hidraulikai vezetőképességre szintén nagyon érzékeny.

A modell a felszín alatti víz mozgását befolyásoló paraméterek közül a talajvíz elérésének késleltetéséért felelős paraméterre mutatkozik érzékenynek. A vizsgálat szerint a késleltetés 400 nap feletti tartományban hoz jó eredményeket. A GWQMN paraméter vizsgálata egyértelműen megmutatja, hogy mi a felső határa a paraméternek, 700-as érték felett a modell teljesítménye visszaesik. Hasonlóan elválík a talajvíz párolgását szabályozó paraméter is a 0,05 feletti tartományban.



A kalibrációnak végül kulcsparaméterei tehát a CN szám, a talaj hidraulikus vezetőképessége, és az elérhető vízkészlet.

A modell természetéből adódóan nincs egyértelműen legjobbnak nevezhető érték egy-egy paraméterre, a kalibráció eredménye egy paraméter tartomány, melyen belül számos jó/elfogadható eredményt képes produkálni a modell.

A Zalalövő feletti terület (81. ábra és 82. ábra) erősen nem-lineáris módon viselkedik hidrológiai szempontból. Ennek napi szintű leírása csak mérsékelt sikert hozott, aminek elsősorban a napi időlépésű csapadékatokban kereshető. Az egészen extrém vízhozamokat produkáló csapadék események csúcserkékei rendszeresen elmaradnak a mért értékektől (tehát alulbecsül a modell), míg a kisebb és közepes vízhozam tartományokban jó számításokat produkál a modell. Ugyanakkor előfordul a vízhozam túlbecslése is. Általában véve a vízhozam csökkenésének dinamikája megfelelőnek mondható.

Kalibrációs eredmények – éves átlagos vízhozam

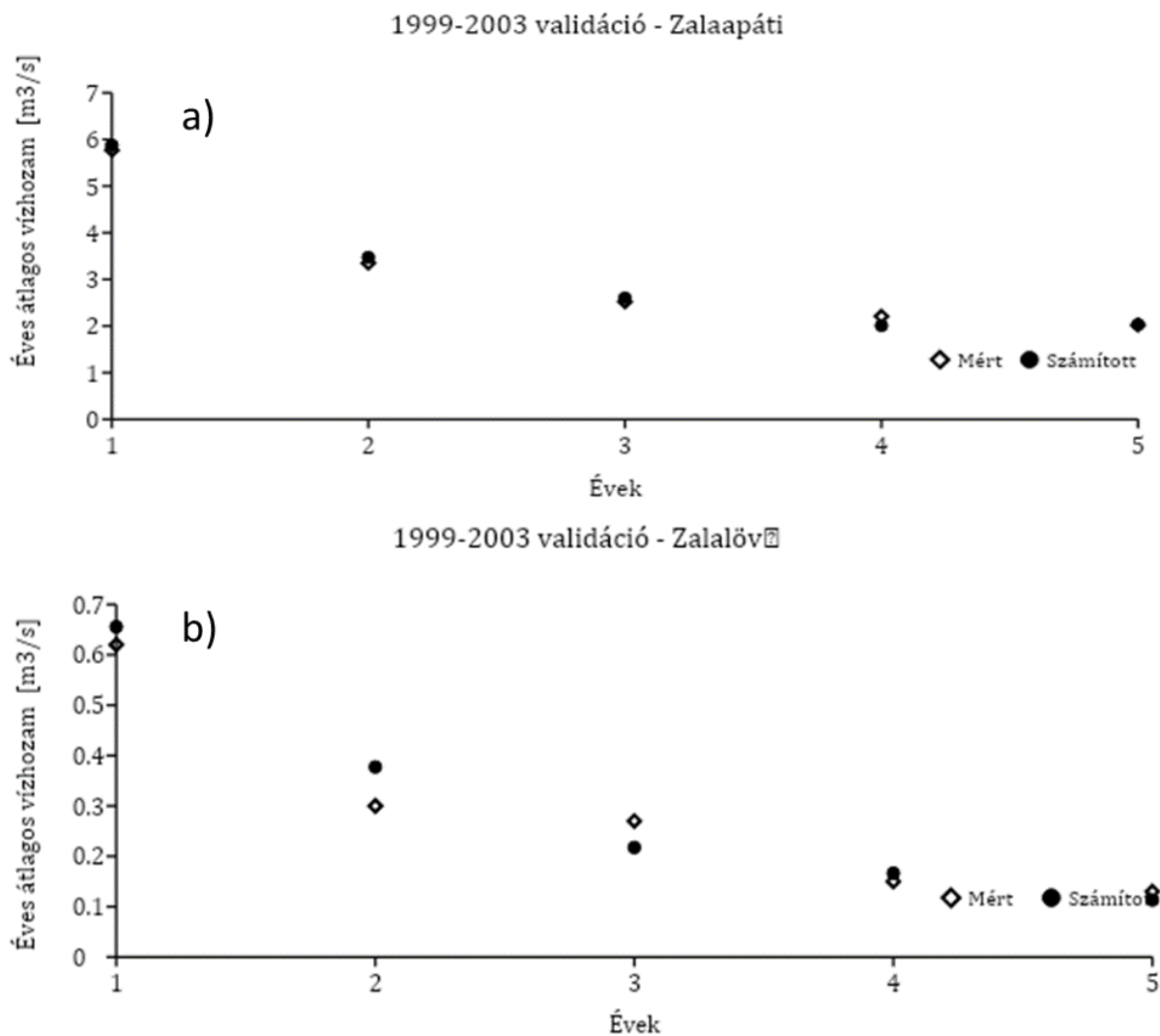
Mivel az éves vízmérleg számítására alapozzuk az ŐSz-ek növényzeti komponensének értékelését, így elsősorban az fontos a modell szempontjából, hogy éves szinten jól írja le a lefolyást. A modell vízmérleg hibája a teljes időszakra 5% alatti, míg a modellhatékonysági mutató (NSE) közel van a 0,9-hez, ami azt jelzi, hogy az egymást követő évek esetében az éves lefolyások váltakozását (varianciáját) is jól leírja a modell (79. ábra). Ez összességében jó modellegyezésnek nevezhető.



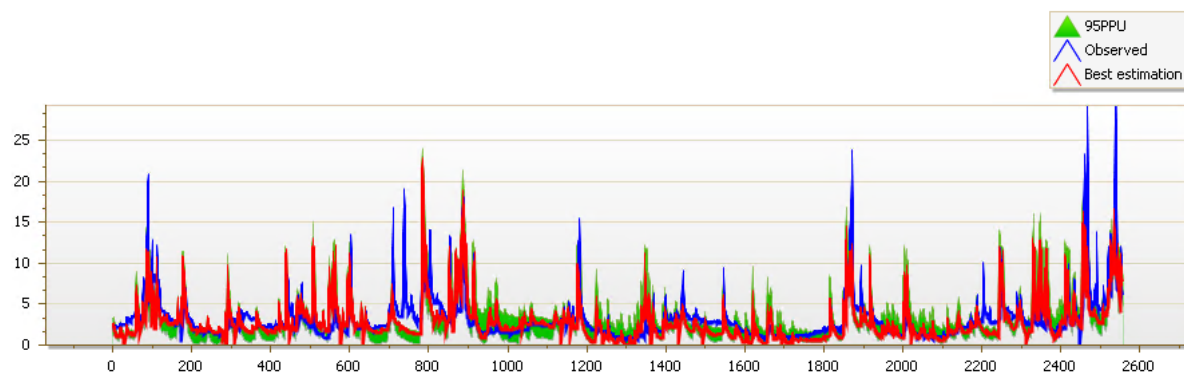
79. ábra: Éves átlagos vízhozamra történő kalibráció eredménye - Zalaapáti

Validáció – éves átlagos vízhozam

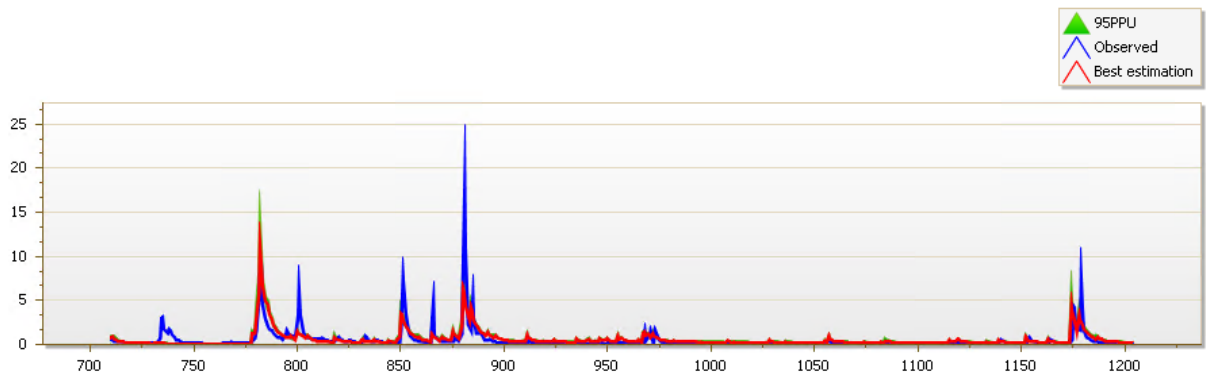
A SWAT modell validációját az 1999-2003-as időszakra végeztük el, mely nem fedt át a kalibrációs időszakot és ugyancsak tartalmaz nedves és száraz éveket egyaránt (1999 és 2000 csapadékos, 2001-2003-ig száraz időszak volt). A modell ugyanis akkor tekinthető érvényesnek, ha a hidrológiai értelemben különböző éveket is jól vissza tudja adni. A modell jól leírja mindkét időszakot, a megszokottól eltérően ebben az esetben **a validációs időszak illeszkedése (80. ábra a) még jobb a kalibráció során tapasztaltnál**. A modellhatékonysági mutató $NSE = 0,99$ lett az éves átlagos vízhozamokra, míg a vízmérleghiba is csupán 1%-os a teljes időszak átlagában. A Zalalövői vízmérce esetében is jól szerepel a modell ($NSE = 0,93$, vízmérleg hiba 4 %) (80. ábra).



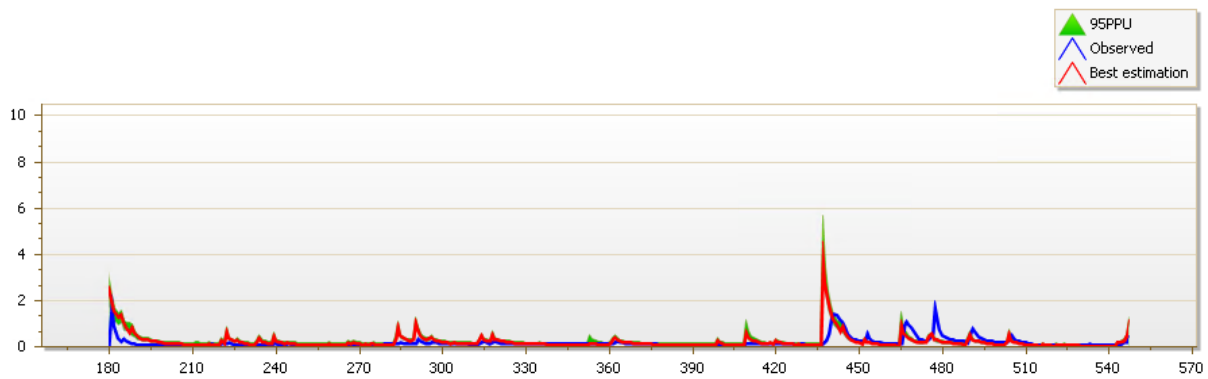
80. ábra: Éves átlagos vízhozamra történő validáció eredménye - a) Zalaapáti, b) Zalalövő. A modellhatékonysági mutató $NSE = 0,99$ lett az éves átlagos vízhozamokra, míg a vízmérleghiba is csupán 1%-os a teljes időszak átlagában. A Zalalövői vízmérce esetében is jól szerepel a modell ($NSE = 0,93$, vízmérleg hiba 4 %)



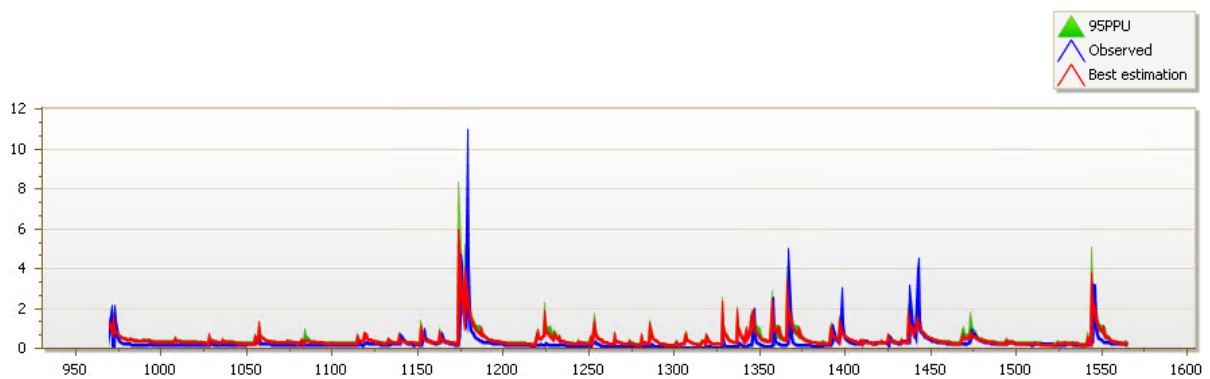
81. ábra: Zalaapáti mérce kalibrációs időszak; Vízszintes tengely: idő [nap]; függőleges tengely: vízhozam [m^3/s]



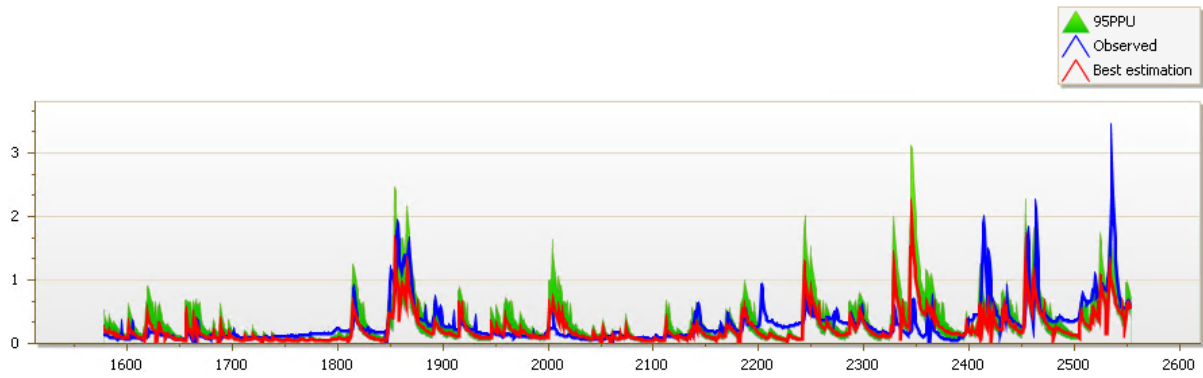
82. ábra: Zalalövői vízmérce kalibrációs eredmény részlet; Vízszintes tengely: idő [nap]; függőleges tengely: vízhozam [m³/s]



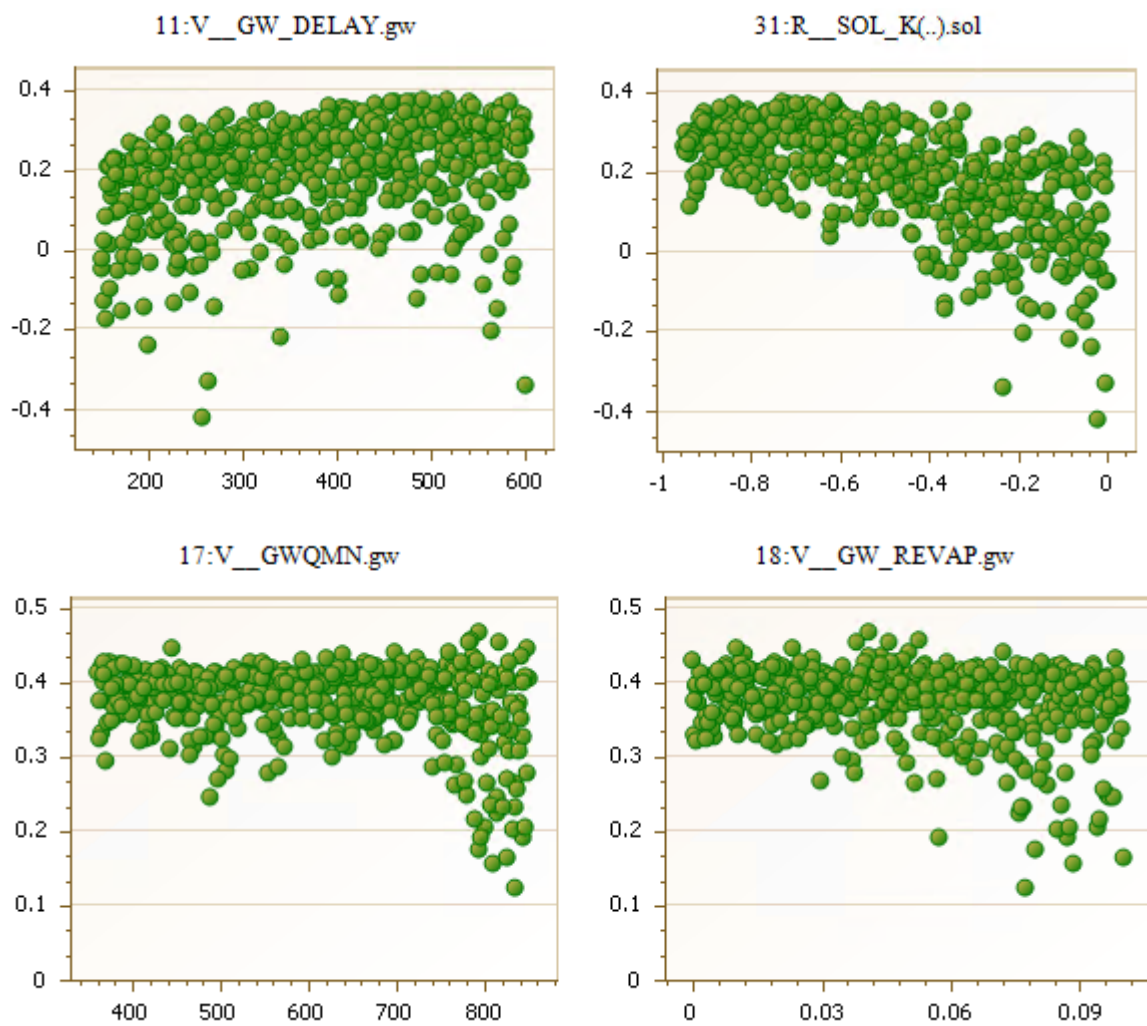
83. ábra: Zalalövői vízmérce kalibrációs vízhozam idősor – alaphozami időszak; Vízszintes tengely: idő [nap]; függőleges tengely: vízhozam [m³/s]



84. ábra: Zalalövői mérce kalibrációs vízhozam idősor – részlet; Vízszintes tengely: idő [nap]; függőleges tengely: vízhozam [m³/s]



85. ábra: Gyűrűs mérce kalibrációs vízhozam idősor – részlet; Vízszintes tengely: idő [nap]; függőleges tengely: vízhozam [m³/s]



86. ábra: Érzékenységvizsgálati eredmények különböző érzékenyek mutatkozó modell paraméterek esetében. Vízszintes tengely: paraméter vizsgált tartománya; függőleges tengely: Nash-Sutcliffe modellhatékonysági mutató

Kalibrációs eredmények – napi vízhozam

A modell kalibrációja kezdetben csak a Zalaapáti vízmércére történt, mely kielégítő eredményt hozott az éves vízmérleg tekintetében (4% körüli vízmérleghiba) és a napi vízhozam változást is az elfogadhatóság alsó határán hozta (NSE értéke 0,5 körül alakult a legjobb szimulációk esetében).

A modell keresztvalidációját is elvégeztük a többi vízmércére, mely azonban nem hozott kielégítő eredményt, a zalalövői, és a gyűrűsi vízmércére különösen gyenge eredményeket hozott. Emiatt a modell kalibrációt a négy elérhető vízmérce adatsorra történő együttes kalibrációjával folytattuk. Ez megmutatta, hogy a CN számokat a talaj és növényzet együttesére érdemes vizsgálni, mivel élesen el tud válni egy-egy terület ezen tulajdonságok alapján.