

MTA DOKTORI ÉRTEKEZÉS

Dr. Farsang Andrea

**A VÍZ- ÉS SZÉLERÓZIÓ SZEREPE A TALAJ HUMUSZ- ÉS ELEM-TARTALMÁNAK
HORIZONTÁLIS ÁTRENDÉZŐDÉSÉBEN**

Szeged

2016

Szüleim emlékének...

Tartalom

1. Bevezetés, célkitűzések	6
1.1. A talaj elemháztartását befolyásoló tényezők.....	6
1.2. A feltalaj tápanyag átrendeződésének off-site hatásai	8
1.3. A klímaváltozás okozta extrém időjárási helyzetek potenciális talajtani, talajdegradációs hatásai	11
1.4 Motivációk, célkitűzések	13
2. A víz- és szélrózió szerepe a feltalaj elemtartalmának horizontális átrendeződésében.....	16
2.1. Léptékválasztás az elemátrendeződés modellezésében	16
3. A víz- és szélrózió mérése és modellezése az elemátrendeződési folyamatok megértésének, térképezésének szolgálatában.....	20
3.1. A talajerózió modellezése	20
3.1.1. A talajveszteség tolerancia értékek..	24
3.2. A szélrózió mérése és modellezése	28
4. A víz- és szélrózió szerepe a feltalaj humusz- és elemáthalmozódási folyamataiban.....	32
4.1. A vízerózió hatása	32
4.1.1. A foszfor transzport folyamatai, a mezőgazdasági eredetű P terhelés kockázatai	33
4.1.2. Erózió által mozgatott szén	38
4.1.3. Humusz- és elemfeldúsulás az erózióval mozgó szedimentben.....	40
4.1.4. Elemelmozdulás – a talajerózió, a lejtőalak és a területhasználat kapcsolata	42
4.2. A szélrózió hatása talajaink elemforgalmára	43
4.2.1 A humusz és makro-, mikroelemek deflációs transzport folyamatai, a defláció off-site hatásai ...	43
4.2.2. Humusz- és elem-feldúsulás a deflációval mozgó szedimentben	46
5. Mintaterületek	49
5.1. Velencei-hegység – Cibulka-patak vízgyűjtője.....	49
5.2. Szekszárdi-dombság – Lajvér-patak vízgyűjtője	53
5.3. Marosszög – Apátfalva külterület	54
5.4. Dél-Tiszavölgy – Szeged külterület	55
6. Mintavételi és laborvizsgálati módszerek	57
6.1. Mikro- és mezo-léptékű eróziós vizsgálatok a Cibulka-vízgyűjtőn.....	57
6.2. Mikro- és mezo-léptékű eróziós vizsgálatok a Lajvér-patak vízgyűjtőjén.....	59
6.3. A Cibulka- és a Lajvér-patak vízgyűjtőjén mért adatok feldolgozásának és modellezésének módszerei	62
6.4. Csernozjom talajok defláció érzékenységi és tápanyag áthalmozódási vizsgálata laboratóriumi szélcsatornával	64
6.5. In situ szélcsatorna kísérletek Apátfalva és Szeged melletti réti csernozjom talajon	66
7. Eredmények I	70
7.1. A talajerózió hatására bekövetkező makro- és mikroelem tartalom tér- és időbeli változása mintaparcellán.....	70

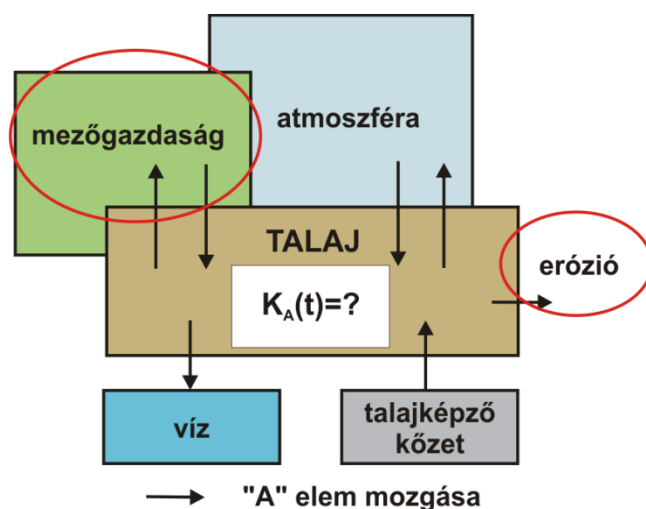
7.1.2. A területhasználat változásának hatása a feltalaj mikroelem forgalmára.....	75
7.1.3. A makro- és mikroelem tartalom feldúsulási tendenciájának vizsgálata a lejtő irányban mozgó üledékben.....	80
7.2. Talaj tápanyagtartalom területi eloszlásának becslése talajtani alapparaméterekkel.....	84
7.2.1. A talaj felvehető tápanyagtartalmának közelítése regresszió analízissel	85
7.3. A makro- és mikroelem elmozdulás modellezése kisvízgyűjtőn.....	87
7.3.1. A talajerózió modellezése	87
7.3.2. A mikroelemek csapadékeseményekhez kötődő elmozdulása	90
7.3.3. A foszfor elmozdulás modellezése kisvízgyűjtőn	93
7.4. A szelektív humuszerózió vizsgálata	96
7.4.1. Az erózióval elmozduló humusz mennyiségének becslése	98
7.4.2. Az erózió szerepe a különböző minőségű humuszanyagok elmozdulásában.....	101
8. Eredmények II.	103
8.1. Dél-alföldi csernozjom talajok szerkezeti vizsgálata a deflációérzékenységgel összefüggésben.....	103
8.1.1. Dél-alföldi (Bácska, Dél-Tisza-völgy) csernozjom talajok szerkezeti állapota	103
8.1.2. Dél-alföldi csernozjom talajok kritikus indító sebesesség értékei a szerkezeti állapottal összefüggésben.....	106
8.2. Csernozjom talajok defláció érzékenységi és tápanyag áthalmozódási vizsgálata laboratóriumi szélcsatornával	108
8.2.1. A vizsgált réti csernozjom talajok talajtani jellemzői	108
8.2.2. A szélcsatorna kísérletek eredményei: az erodált talaj mennyiségének és fizikai tulajdonságainak elemzése	108
8.2.3. A szélcsatorna kísérletek eredményei: az erodált talajanyag humusz- és tápanyagtartalma	112
8.2.4. A szélcsatorna kísérletek eredményei: a tápanyag áthalmozás becslése	114
8.3. In situ szélcsatorna vizsgálatok réti csernozjom talajon	115
8.3.1. Különböző területhasználatú felszínek in situ szélcsatorna vizsgálata	115
8.3.2. Humusz- és tápanyagáthalmozódás mértékének meghatározása in situ szélcsatorna vizsgálatokkal.....	118
8.7.3. A terepi és laboratóriumi szélcsatorna kísérletek eredményeinek összevetése az apátfalvi réti csernozjom talaj példáján.....	120
8.4. Terepi eljárás és eszközfejlesztés a széleróziós talajvesztesség és off-site hatásainak becslésére	122
8.4.1. A csapdázó tervezés szempontjai	122
8.4.2. WAST (Wet Active Sediment Trap) - a fejlesztett csapdázó bemutatása, működési elve	125
8.4.3. MWAC (Modified Wilson and Cooke) csapdázó	127
8.4.4. Hatékonyság számítás menete, eredményei	128
8.5. Csernozjom talajok defláció érzékenysége és tápanyag áthalmozódásának in situ széleróziós vizsgálata terepi szélcsatornával	135
8.5.1. Aggregátum- és mechanikai összetételbeli változások	135

8.5.2. Humuszelmozdulás	140
8.5.3. Elemelmozdulás: „összes” elemtartalom	143
8.5.4. Elemelmozdulás: „felvehető” elemtartalom.....	145
8.5.5. Elemelmozdulás: a szél általi tápanyag áthalmozás mértékének összevetése Dél-alföldi réti csernozjom talajokon.....	148
9. Összegzés	152
9.1. Vízeroszió hatása a talaj szervanyag- és elemátrendeződési folyamataira	152
9.2. On-site szélcsatorna berendezésre alapozott terepi eljárás kidolgozása és csapdázó eszköz fejlesztése a széleróziós talajvesztés becslésére	155
9.3. Szélerózió hatása a talaj szerkezetére, szervanyag- és elemátrendeződési folyamataira.....	156
Irodalom	161
Köszönetnyilvánítás	181
Mellékletek.....	183

1. Bevezetés, célkitűzések

1.1. A talaj elemháztartását befolyásoló tényezők

A talaj nyílt rendszer, melynek elem forgalmát számos tényező befolyásolja (1.1. ábra). A mezőgazdaságilag művelt területen a természetes és antropogén légköri és talajképző kőzet eredetű forrásokon túl jelentős elembevételi forrást jelent a mezőgazdasági művelés eredményességét célzó tápanyag utánpótlás (műtrágya, szervesztrágya), valamint a különböző növényvédő szerek alkalmazása, szennyvíziszap, ill. más nem veszélyes hulladék termőterületre történő kihelyezése. A tápanyagtőke csökkenése elsősorban a termesztett növények tápanyag kivétele, a talajbeli átalakulási folyamatok (mineralizáció, immobilizáció, szorpció stb.), valamint a kilúgozási folyamatok révén következik be (Schoumans, Chardon 2003). Az intenzív talajművelésnek, a helyenként nem megfelelő agrotechnikának, valamint a klímaváltozással együtt járó szélsőséges időjárási jelenségek (heves záporok, aszályos időszakok) gyakoribbá válásának köszönhetően azonban a talajok makro- és mikroelem mérlegében egyre jelentősebb komponens a horizontális elmozdulás. Ez a lejtős területeken a vízerózióval, míg síksági területeken főként a kora tavaszi növényborítás mentes időszakban a defláció általi elhordással történik.



$K_A(t)$: "A" elem koncentrációja (K) az idő (t) függvényében

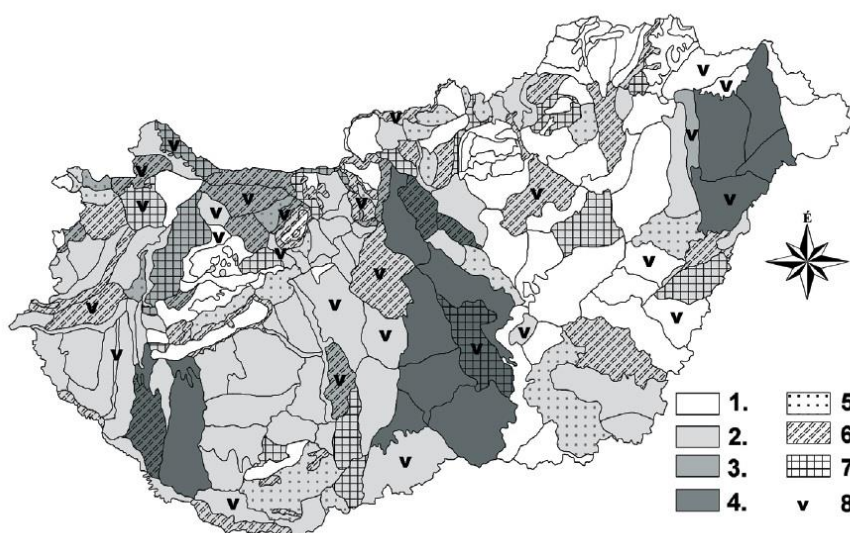
1.1. ábra. A talaj elemháztartásának sematikus ábrázolása mezőgazdaságilag hasznosított talajon

A talajtakaró képződés természetes dinamikájának, igen sérülékeny egyensúlyának megbomlását a rendszeres mezőgazdasági művelés hozta magával (Thyll 1992, Kerényi 1991). A XX. – XXI. században tapasztalható intenzív talajhasználat a mezőgazdasági művelés alatt álló talajaink erőteljes degradálódását, terhelését vonja maga után. Globális szinten évente 20 milliárd tonnára becsülik a termőföldről lepusztuló talajmennyiséget, az ebből származó terménycsökkenést 20 millió tonnára, a teljes termelés 1%-ára tehetjük (Kitka 2009). Magyarország mezőgazdasági területének 35,3%-a erodált valamilyen mértékben (8,5%-a erősen, 13,6%-a közepesen, 13,2%-a gyengén erodált) (Stefanovits, Várallyay 1992) (1.1. táblázat). Ez nemcsak a tápanyagban gazdag feltalaj fizikai csonkolódását jelenti az érintett területeken, hanem az elmozduló talajrézecskekhez kötötten, ill. oldott formában a makro- és mikroelem tartalom távozását is az érintett térrészekről.

	1000 ha	Az egész terület %-ban	A mg-i területek %-ában
Az ország területe	9303	100,0	-
A mezőgazdasági területek	6484	69,7	100
Szántóföld	4712	50,7	73,0
Összes erodált terület	2297	24,7	35,3
Erősen erodált terület	554	6,0	8,5
Közepesen erodált terület	885	9,5	13,6
Gyengén erodált terület	852	9,2	13,2

1.1. táblázat A talajerózió sújtotta területek aránya Magyarországon (Stefanovits, Várallyay 1992).

A szélerózióval sújtott területek aránya Magyarországon szintén jelentős. Területének kb. 26%-án közepes és súlyos a defláció veszélyeztetettség. Ez körülbelül 2,6 millió hektárt jelent (Lóki 2003). Főleg a nagy kiterjedésű homokterületek vannak veszélyben, mint például Belső- Somogy, a Kiskunság, vagy a Nyírség, de az erózió elleni védelem rendkívül fontos az értékesebb csernozjom talajjal rendelkező DK-i országrészben is (Baukó, Beregszászi 1990, Barcsi, Centeri 2005). A Duna-Tisza-közén a deflációval veszélyeztetett területek aránya eléri a 23%-ot (Szatmári 2006) (1.2. ábra, 1.2. táblázat).



1.2. ábra: Szélerózió veszélye Magyarországon: 1- szélerózió veszély elhanyagolható, 2- kismértékű, 3- közepes, 4- súlyos, 5- a kistáj mintegy 25%-át veszélyezteteti alacsonyabb szélerózió, 6- 50%-át, 7- 75%-át, 8- a kistáj egyes részeit nagyfokú szélerózió veszélyezteteti (Szabó et al. 2007)

Veszélyeztetettségi fok	Terület (ha)	Terület (%)
Jelentéktelen	2804,17	30,2
Kismértékű	4039,41	43,3
Közepes	873,89	9,4
Súlyos	1589,03	17,1
Összesen	9306,5	100,0

1.2. táblázat Magyarország szélerózióval veszélyeztetett területei ha-ban (Lóki 2003)

Lényeges tehát a talaj tápanyagforgalmában a horizontális komponens mind pontosabb közelítése, hiszen a víz- és szélerózióval történő felszíni elmozdulás a

tápanyagmérleg második legjelentősebb tétele. Meghatározó a talaj tápanyagforgalmi számításaiban, a környezetkímélő, fenntartható tápanyaggazdálkodási gyakorlat kialakításában annak ismerete, hogy egy adott területen a szél- és csapadékeseményekhez kötődően, vagy egy vegetációs időszakra összesítve mennyi a felszíni elmozdulásból, lemosódásból adódó tápanyag veszteség, ill. milyen mértékű a tápanyag átrendeződés, hol vannak a felhalmozódási területek stb. Mindezen információk, megfelelő digitális térképállományokat létrehozva beépíthetők a precíziós mezőgazdaság gyakorlatába is. Mivel a műtrágyázást követő csapadékesemények jelentősen átrendezi a nagyobb reliefű rendelkező táblák tápanyag térképét, a differenciált tápanyag kihelyezés tervezésekor nem csak az ún. „statikus” tápanyag térképeket lehet alapul venni, hanem a tápanyag átrendeződési tendenciákat összegző „dinamikus” térképeket is, melyek létrehozásához a módszertan kidolgozását egyik célkitűzésemnek tekintetem.

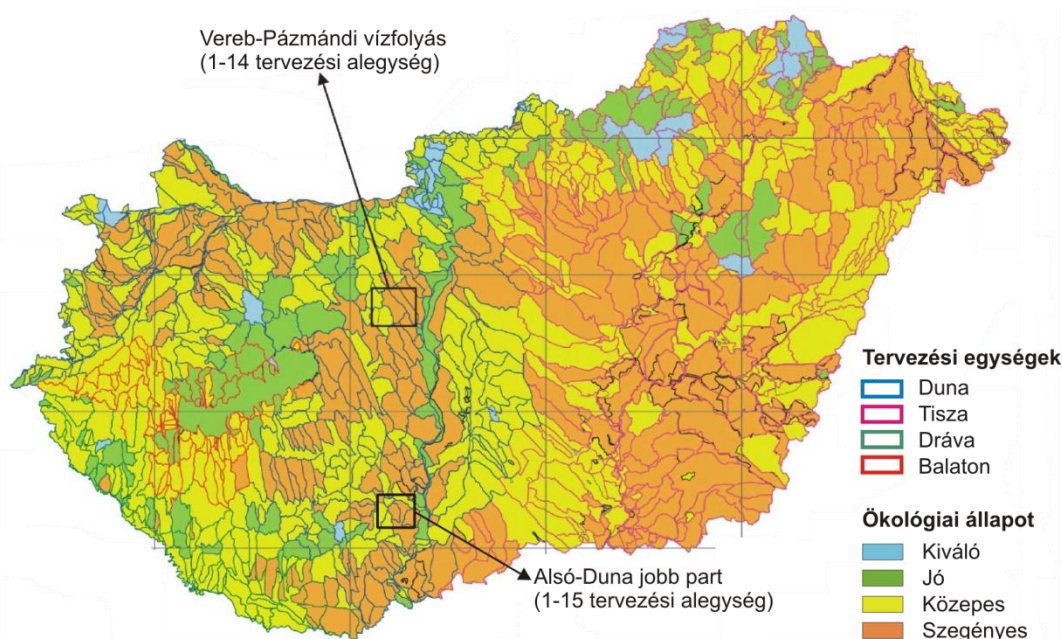
1.2. A feltalaj tápanyag átrendeződésének off-site hatásai

A feltalaj tápanyag-, szervesanyag- és károsanyag- (pl. nehézfém) tartalmának csapadék és széleseményekhez kötődő tér- és időbeli változása azonban nem csak a növénytermesztés, tápanyagpótlás tervezése számára sarkalatos kérdés. Fontos ennek vizsgálata környezeti szempontból is, különös tekintettel olyan területeken, ahol valamely elemek felhalmozódása, kimosódása, felületi erózióval történő áthalmozása további veszélyeket rejt magában. Az áthalmozott talaj, s így annak szervesanyag- és tápanyagtartalmának egy része a szedimentációs területeken halmozódik fel. Más része onnan közvetlenül, vagy a vízhálózat közvetítésével felszíni vizeinkbe jut. Az erózió és a lefolyás a legjelentősebb mechanizmusok, melyekkel például a foszfor a mezőgazdasági területekről lekerül (*Sharpley et al.* 1994). A P hozzákapcsolódik a talajrézecskekhez, így az erózióval nagyon könnyen bekerül a folyókba és tavakba. A helytelenül alkalmazott műtrágya közvetlenül is bejuthat a felszíni vizekbe, mert a foszfor beoldódik a mezőgazdasági terület felületén lefolyó vízbe. Mindez egyrészt a vízfolyások, csatornák, tavak, tározók fokozott mértékű feliszapolódásához vezet, korlátozza azok funkcióképességét, fokozza az árvízveszélyt a vízgyűjtőn, másrészt tápanyag és szennyezőanyag terhelést jelent vízkészleteinkre, szükségtelen tápanyag felhalmozódást, a felszíni vizekbe kerülve eutrofizációt okoz (*Kuron* 1953; *Somlyódy, Jolánkai* 1986; *Isringhausen* 1997; *Kovács, Clement* 2008). Magyarországon a talajerózió „off-site” hatásait tekintve a Balaton és a Velencei-tó vízgyűjtője a leginkább kutatott (pl. *Jolánkai* 1982, 1984; *Dezsény* 1986; *Sisák, Máté* 1993; *Kertész* 1995; 2004; *Verőné* 1996; *Barcsi et al.* 1998, 1999; *Centeri* 2002a, b, *Barta* 2004; *Jakab et al.* 2013).

A talaj, ill. az ezzel együtt járó humusz- és tápanyag elmozdulás mérésének, modellezésének egyik elsődleges környezetvédelmi szempontja tehát a felszíni vizek védelme. Az Európai Unió keretein belül az egyes országok a Víz Keretirányelvet (2000/60/EK) követve dolgozták ki kezelési tervezeteiket. Magyarországon a törvényhozásban a 221/2004.(VII.21) Kormányrendelet keretein belül rögzítették a vízgyűjtőkön végrehajtandó feladatokat, célokat. „A vízgyűjtő-gazdálkodási terv tartalmazza a vízgyűjtők jellemzőinek, a környezeti célkitűzéseinek és a jó állapotának elérése érdekében - a Nemzeti Környezetvédelmi programmal összhangban – azokat a tevékenységeket, beavatkozásokat, amelyek hatással lehetnek a vizek mennyiségi, minőségi, ökológiai állapotára, valamint ezen hatások elemzését, továbbá a vizek jó állapotának elérése érdekében tett és teendő intézkedéseket, intézkedési programokat, a vizek állapotának jellemzéséhez szükséges monitoring programmal együtt.” (221/2004.(VII.21) Kormányrendelet.) A rendeletben a vízgyűjtőket nagyságuk szerint kategorizálják, tervezési alegységekre bontják (1.3. ábra) és ezekre az alegységekre vonatkozva határoznak meg

lépéseket, melyek célja a vízgyűjtőkön található vízfolyások, felszíni és felszín alatti víztestek védelme, illetve hogy azok 2015-ig „jó állapotot” érjenek el. Ennek érdekében vízgyűjtő szintű kezelési tervek készülnek. A két legfontosabb tényező a kezelési tervek megalapozásában a vízminőség és az erózió. A területek jellegétől (pl. morfológia, területhasználat, stb.) függően az erózió előtérbe kerülhet, mint a vízminőség egyik meghatározó folyamata. A 221/2004. (VII.21) Kormányrendelet alapján az alapállapot felvételezése során különös figyelmet kell fordítani a diffúz és pontszerű szennyező forrásokra, a szennyvizek és egyéb szennyezőanyagok felszíni vízbe jutására, a mezőgazdasági művelés során a talajba, majd a kimosódás következtében a felszíni vízhálózatba jutó anyagok (műtrágya, hígtrágya, stb.) mennyiségének becslésére.

A legfontosabb diffúz szennyezők a növényi tápanyagok (nitrogén, foszfor), különféle szerves és szervetlen mikroszennyezők (például nehézfémek, növényvédőszer maradványok, szénhidrogén származékok), melyek oldott állapotban, vagy lebegőanyaghoz kötődve érik el a vizeket. A felismerés, hogy a diffúz szennyezések jelentősége kulcsfontosságú a vízminőségi problémák megoldásában, az 1980-as évek végére tehető, hiszen korábban a nagy pontszerű kibocsátások egyértelmű hatásai elfedték a diffúz szennyezést, ami a szennyvíztisztítási technológiák tökéletesítésével és az alkalmazás széleskörű elterjedésével vált egyre inkább „láthatóvá” (Kovács, Clement 2008).



1.3. ábra Magyarország vízgyűjtő tervezési egységei és azok jelenlegi ökológiai állapota
(<http://www.vizugy.hu>)

A diffúz szennyezés rendszerint nagy területről érkezik kis koncentrációban, s jellemzően a forrásoktól valamilyen közvetítő közegen keresztül jut el a vizekig, a befogadóba történő belépés vonal vagy felület mentén történik. A szennyezés érkezik felszíni és felszín alatti lefolyással (oldott állapotban vagy szilárd formában (talajhoz/hordalékhoz kötötten); továbbá a légköri száraz/nedves kihullással. A szállítás során azonban veszteségek lépnek fel, s emiatt a vízgyűjtőn lévő források hozzájárulása a tavak terheléséhez csak akkor számszerűsíthető, ha a víz és a szél, valamint az általuk közvetített tápanyag térbeli mozgását is nyomon követjük. Ezen ismeretek hiányában – melyet az irodalom a „hiányzó kapcsolat problémájának” nevezett el (Jolánkai, 1984) – a terhelés meghatározására csak becslések végezhetők. A vízgyűjtők kezelésében, a felszíni vizek állapotának tervezésében e hiányzó kapcsolat pótlásának fontos láncszeme a parcella és

vízgyűjtő léptékű talajeróziós és az ehhez köthető tápanyag áthalmozódással kapcsolatos vizsgálatok.

Dolgozatomban a talajerózióhoz kötődő elemdinamika térbeli változásait a Duna vízgyűjtő 1-14-es tervezési alegységéhez tartozó Vereb-Pázmándi vízfolyás vízgyűjtőjén található Cibulka-patak vízgyűjtőjén, valamint az 1-15-ös számú Alsó-Duna jobb-part tervezési alegységen belül található Lajvér-patak vízgyűjtőjén (Szálka település mellett) tanulmányoztam. Az olyan talajerózió-becslő modell alkalmazásán alapuló tápanyag elmozdulás vizsgálatok, amely a kisvízgyűjtő méretarányban jól alkalmazhatók, fontos előrelépésnek tekinthetők a vízgyűjtő gazdálkodási tervek megvalósításában. „A tavak sorsa a vízgyűjtőn dől el” tézis (Karászi 1984) egyik kutatási területem, a Velencei-tó vízgyűjtője esetében fokozottan érvényes. A tó 602,4 km² nagyságú vízgyűjtő felülete 23-szorosa a tó vízfelületének. A vízgyűjtőn zajló mezőgazdasági tevékenység milyensége, mennyisége, a vízvédelmi, talajvédelmi szemlélet érvényesítése a talajművelés és tápanyag gazdálkodás terén a rekreációs hasznosítású Velencei-tó vízminőségének változásában, s az eutrofizációs folyamatok alakulásában jelentős szerepet játszik. A vízgyűjtő egészéről becslések szerint (Karászi 1984) mintegy 713 000 t/év talajmennyiség pusztul le, melynek mintegy 20%-a jut a vízfolyásokba, illetve víztározókba. Ez kb. 143 000 t/év üledék mennyiséget jelent. Ebből mintegy 60 000 tonnát visszatart a Zámolyi- és Pátkai-víztározó, így mintegy 83 000 t/év hordalékmennyiség kerül a Velencei-tóba. Ez a mennyiség évente mintegy 2 mm-nyivel járul hozzá a Velencei-tó feliszapolódásához. Ez a szám megfelelő meliorációs intézkedésekkel, megfelelő termelés szerkezet választásával és művelési móddal csökkenthető lenne.

A defláció talajdegradáción túlmutató hatásai szintén sokrétűek. A defláció érzékeny talajokon a szél hatására a finomabb részecskék (agyag, iszap frakció) eltávoznak a talajból, amelyben a durvább frakció aránya megnő. A kedvezőtlen fizikai talajtulajdonságok kialakulása (pl. a talaj vízkapacitásának változásán keresztül) a talajökológiai rendszerek hanyatlását eredményezhetik. Európában, főként a mezőgazdaságilag intenzíven hasznosított talajokban a vályog- és agyagfrakció aránya jelentős (pl. glaciális, fluviális eredetű talajképző közetten kialakult talajok, löszön kialakult csernozjom talajok). Erős, de már közepes szélesebségek esetén is jelentős poremissziót figyeltek meg Európa különböző országaiban és hazánkban is (Baukó, Beregszászi 1990, Goossens et al. 2002; Barrington et al. 2003; Farsang et al. 2013).

A defláció jelentős humán-egészségügyi problémaként is megjelenhet, különösen azon települések lakosai esetében, melyek környezetében, az uralkodó szélirányban intenzív művelés alatt álló szántóterületek dominálnak. A szél által levegőbe került talajrészecskék komoly hatást gyakorolnak az emberi és állati egészségre. A 10 µm-nél kisebb átmérőjű szállópor elég kis méretű ahhoz, hogy a szél könnyedén szállítsa és eljusson a tüdő legapróbb részeihez is, melynek hatására pl. hörghurut alakulhat ki. Ha hosszútávon ki vagyunk téve a porártalomnak, az komolyabb egészségügyi kockázattal járhat (Toy et al. 2002).

A levegőbe került nagy mennyiségű talajrészecske nem csak egészségügyi kockázattal jár, de csökkenheti a látótávolságot, ezáltal nőhet a gépjárműves balesetek kockázata. A defláció során levegőbe került szediment nem kívánt hatást gyakorol növényekre (lerakódás csökkenti a fotoszintézis mértékét, illetve a durvább szemcsék romboló hatása terméscsökkenést okozhat), járművekre, épületekre, utakra (lerakódás miatti nehezebb közlekedés, porártalom, épített objektumok károsodása, valamint e hatások helyreállítási költségei) is (Toy et al. 2002). A defláció és a porszenyezés közvetlen kapcsolatára GÁL (1974) munkája hívta fel a szakemberek figyelmét, amelyben mezővédő erdősávok ültetését és alapvetően az erdősítést ajánlotta az emberi egészségre ártalmas és egyéb, pl. közlekedési veszélyhelyzeteket (látástávolság csökkenése) is okozó porterhelés mértékének csökkentésére (Gál 1974).

1.3. A klímaváltozás okozta extrém időjárási helyzetek potenciális talajtani, talajdegradációs hatásai

Az éghajlati rendszer melegedésének ténye napjainkra elfogadottá vált, s a jövőre nézve további jelentős mértékű felmelegedés alakulhat ki, ami együtt jár a csapadékviszonyok megváltozásával, többek között a gyakoribb, súlyosabb károkat okozó szélsőséges éghajlati jelenségekkel. Az IPCC (2007) klímaváltozásra vonatkozó scenáriói a hőmérséklet növekedését, a csapadékmennyiség változását, valamint a szélsőséges időjárási helyzetek (aszály, áradás, extrém csapadékkal járó esőzések) gyakoribbá válását jelzik elő. Előrejelzések szerint valószínűleg, az elkövetkezendő időszakban a víz lesz a fő limitáló tényező a mezőgazdaság számára a Kárpát-medence térségében (*Pachauri, Reisinger* 2007).

A hazai klímamodellezés fejlődésének köszönhetően az utóbbi években egyre pontosabb és részletesebb éghajlat-változási prognózisok jelentek meg a hazai szakirodalomban is. A hosszabb távú klimatológiai előrejelzések (*Mika et al.* 1995; *Weidinger et al.* 2000; *Bartholy, Mika* 2005; *Bartholy et al.* 2006; *Mezősi et al.* 2014) az elkövetkező évtizedekre a nyári félévek hőmérsékletének emelkedését, illetve csapadékának csökkenését prognosztizálják. Az adatok jelzik, hogy a Duna-Tisza közén további, fokozatosan gyorsuló szárazodási folyamat játszódhat le (*Kertész et al.* 2001; *Kovács* 2006), így a változó klimatikus feltételek 30-50 %-os növekedést eredményezhetnek a szélrózió dinamikájában (*Mezősi* 1996). A legrészletesebb kutatási összefoglaló a VAHAVA program volt (*Láng et al.* 2007; *Faragó et al.* 2010). A dokumentumban megfogalmazott tennivalók többsége ágazati jellegű, tehát azt tartalmazza, hogy milyen stratégiát kövessen például a gyümölcsstermesztés, az erdőgazdálkodás, a vízgazdálkodás. Az éghajlatváltozás hosszú távú előrejelzésére számos regionális léptékű modell használható, a Kárpát-medencére is számos vizsgálat készült, többféle modell (ALADIN, REMO, PRECIS, RegCM) felhasználásával (*Szépszó* 2008, *Szépszó et al.* 2008). A fenti éghajlatmodellek szerint a következő 100 évben folyamatos, de nem egyenletes léghőmérséklet-emelkedéssel kell számolnunk. A csapadék esetében inkább az évszakos megoszlás, mintsem az éves csapadékösszeg tekintetében várható számottevő változás. Jellemzően az őszi-téli csapadék növekedése és a tavaszi-nyári csapadék csökkenése várható. Az adatok a szélsőséges időjárási események gyakoriságának növekedését jelzik. A szimulációk szerint nőni fog a heves zivatarok száma, valamint hosszabb hőségperiódusokra és gyakoribb aszályra kell számítanunk.

A téma tájföldrajzi szempontú elemzését *Csorba és munkatársai* végezték el (*Csorba et al.* 2012), mely Magyarországra kiterjedő modellezés eredménye a folyamatosan készülő tájfejlesztési, tájvédelmi, táj-rehabilitációs, illetve tájgazdálkodási tervek alapját képezheti. A kutatás folyamán modellezték, hogy az egyes időjárási elemek milyen földfelszíni folyamatokat, jelenségeket befolyásolnak, s ez az egyes tájegységek működésében milyen változásokkal fog járni. Kutatásukhoz a 230 kistájunk összevonásával 18 ún. mezorégiót alakítottak ki. Az elemzésbe öt táj-működési indikátort vontak be: a talajeróziót, a deflációt, az aszályt, a villámárvizeket és a lejtős tömegmozgásokat. A vízerózió veszélyeztetettség jövőbeli alakulásának becsléséhez a szakirodalomban alkalmazott 5 kategóriát (*Centeri et al.* 2003, *Kertész, Centeri* 2006) három kategóriába vonták össze; évi 2 t/ha talajvesztés alatt csekély, 8 t/ha talajvesztés fölött súlyos, a két adat között mérsékelt a veszélyeztetettség mértéke. A számítások alapján dombsági területeken a talajerózió növekedésével kell számolni. A 2021–2050-es periódusban a Dunántúl nyugati felén jelezhető ennek a folyamatnak a növekedése. A modellek eredményei alapján a 2071–2100 közötti időszakra is a dombsági területeken a folyamat további erősödése becsülhető (*Mezősi et al.* 2014).

Az aszály alapvetően természeti jelenség, de közvetett módon igen jelentősen befolyásolja az emberi tevékenység. Emiatt az előrejelzésének bizonytalansága nagy. Károkozó hatása nagymértékben függ az adott terület aszályérzékenységétől. *Csorba és munkatársai* (2012) a modell szimulációkat a Pálfai-féle aszályindex (PAI) módosított

változatának (Palfai Drought Index, PaDI) alkalmazásával végezték. Ezek alapján egyértelműnek látszik, hogy a jövőben a fokozódó szárazodás hatására a talajok víztartalma csökkenni, ezzel együtt a defláció mértéke és az érintett terület nagysága növekedni fog. Az eredmények azt mutatják, hogy a szárazodás következtében már a 2021–2050 közötti időszakra a szélerózió szempontjából közepesen veszélyeztetetté válik az ország területének jelentős része. A leginkább érintett térségek a Duna-Tisza köze, Duna-menti sík, Gödöllői-dombság, valamint Belső-Somogy. A szárazodás fokozódásával a 2071–2100 közötti időszakra a szélerózió-veszélyeztetettség tovább fog fokozódni, amelynek során a Mezőföld, valamint a Marcal-medence és a Komárom–Esztergomi-síkság területe is erősen veszélyeztetetté válik (Csorba *et al.* 2012).

A klímaváltozás mind rövid, mind hosszú távon befolyásolja a talaj fizikai és kémiai paramétereit, így egyre inkább relevánssá válnak a talajok megóvására, védelmére, monitoringjára vonatkozó kutatások, hiszen hatásuk jelentkezik talajaink fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak változásában egyaránt (Sisák *et al.* 2007; Faragó *et al.* 2010; Puskás, Farsang 2012). A talajminőséget meghatározó és egyben jelző tulajdonságok közül a klímaváltozás elsősorban a szervesanyag tartalomra, a szén- és nitrogénkörforgásra, a mikrobiális biomassza-termelésre, a flóra és fauna diverzitásra, a tápanyagforgalomra, valamint a fizikai talajtulajdonságokra (pl. talajszerkezetre) fejt ki hatást. Egyetlen paraméterrel tehát nem lehet a klímaváltozás talajtani következményeit jellemezni. Ahhoz, hogy az adott talajtípusra jellemző indikátor paramétereket megadhassunk, szükség van biológiai, kémiai és fizikai vizsgálatokra is (Karlen *et al.* 2003).

Az alkalmazható kémiai indikátorok köréből a talaj kémhatása, mely meghatározó befolyásoló tényezője számos egyéb talajfolyamatnak (pl. savanyodás, szikesedés, tápanyagforgalom, biológiai aktivitás stb.). Brinkman és Sombroek (1999) megállapították, hogy a legtöbb talaj esetén a pH nem változik jelentősen a klímaváltozás hatására, a klímaváltozás azonban jelentős hatást gyakorol olyan más paraméterekre, melyek megváltozása maga után vonja a pH módosulását (Reth *et al.* 2005).

Várallyay (2005) megállapításai szerint az éghajlati elemek megváltozása maga után vonja a talajok vízháztartásának megváltozását. A klímaváltozás, az élővilág megváltozása, a talajképződési folyamatok időléptéke azonban térben és időben is nagyon különböző. A változás sebességét nehéz becsülni, hiszen azt az emberi tevékenység gyorsíthatja, de részben fékezheti is. Ezért az átalakulások folyamatos figyelemmel kísérése fontos feladat.

A klímaváltozás következményeként hazánk területén az időjárási elemek szezonális dinamikájának, a kontinentális, atlanti és mediterrán hatások arányának változása magában hordozza a természeti-földrajzi zónák eltolódásának lehetőségét is (Máté *et al.* 2009). A kontinentalitás jelentős gyengülésének talajföldrajzi következménye például a hazai csernozjomok talajképző folyamatainak változása lehet (Farkas *et al.* 2011). Mezőségi talajainkban erősödhet a mészlepedékes csernozjom jelleg, míg különösen a dél-dunántúli területeken – a mediterrán talajképződés erősödésére, és a barna erdőtalajok irányába történő elmozdulása prognosztizálható (Máté *et al.* 2009). A növekvő hőmérséklet és a csökkenő csapadékmennyiség hatására a talajban zajló folyamatok sokrétű változása indulhat el. A növekvő hőmérséklet hatására növekszik a talaj párolgása, csökken a beszivárgás és a talajban hasznosan tározott víz mennyisége, s ezáltal növekszik a terület aszály- és deflációérzékenysége. Az éghajlat és a növényzet megváltozása befolyásolja a talaj vízháztartását. Ez pedig a talaj levegő- és hő-gazdálkodására, a benne lejátszódó biológiai tevékenységekre, és ezeken keresztül a tápanyag-gazdálkodásra is hatással van.

A szervesanyag-tartalom – a talaj legkomplexebb és legheterogénebb komponenseként – egy igen releváns, talaj minőséget meghatározó indikátor, hiszen módosíthatja számos tulajdonság, talajfunkció, átalakulási folyamat jellegét és irányát. A kevesebb víz miatt csökken a megtermelt biomassza mennyisége, ami kisebb termés hozamokat és kevesebb talajban visszamaradó növényi maradványt eredményez, ami a

szárazabb körülmények között domináló aerob folyamatok következtében gyorsabban bomlik, csökkentve a talaj szervesanyag-tartalmát (Tóth *et al.* 2009). A hőmérséklet-emelkedés következtében növekszik a lebontás sebessége, a talajlégzés intenzitása, amely tovább fokozhatja a talaj C-készletének csökkenését. A klímaváltozás e paraméterre gyakorolt hatását főként hosszú idősoros adatokkal érdemes vizsgálni, habár a szervesanyag mennyiség és minőség hőmérséklet emelkedésére történő változása még ma is erősen vitatott kérdésnek tekinthető. A kevesebb csapadék és az éjszakai hőmérséklet emelkedés hatására a harmatképződés korlátozottabbá válik, a párologtatás fokozódik. Ezek a változások a talajban zajló lebontási folyamatokra, a tápanyagforgalomra, a talajlégzésre is hatással vannak (Tóth *et al.* 2009). A folyamat összetettségéből adódóan és a hatótényezők térbeli eltérései miatt a nedvesség és a hőmérséklet együttes megváltozásának a talaj széntartalmára gyakorolt hatását azonban a jövőre nézve ma még nem lehet egyértelműen előre jelezni.

Fontos és nagy területeket érintő kérdés a klímaváltozás talajaink sóforgalmára gyakorolt hatása. Szárazabb és melegebb körülmények között fokozódik a párolgás, aminek következtében a talajoldat betöményedik és növekszik sókoncentrációja. A kevesebb csapadék miatt csökken a beszivárgás és annak kilúgzó hatása. Ez a két folyamat bizonyos területeken növelheti a sófelhalmozódás intenzitását (Blaskó *et al.* 1996). A csökkenő csapadék nem csak a kilúgozás mérséklésével, illetve a felfelé irányuló víz- és sómozgás gyorsításával, hanem a növekvő öntözési igény kialakulásával, s ezen keresztül a másodlagos szikesedés kialakulásának lehetőségével is növeli a szikesedés veszélyét. Ugyanakkor ellentétes folyamatok is hathatnak, hiszen pl. a talajvízszint süllyedése a szikesedés ellen hat. A süllyedő talajvízszint miatt ugyanis csökken a kapillárisokban feláramló víz mennyisége, a kapilláris zóna magassága, így a szikesedés, sófelhalmozódás veszélye, ugyanakkor nő a deflációs folyamatok erősödésének kockázata is. Izgalmas kérdés tehát, hogy ezen ellentétes hatások eredőjeként mely és milyen mértékű talajtulajdonságbeli változások detektálhatók, s ezen változások hosszú távon hogyan befolyásolják a talaj szerkezetét (pl. humusztartalom változásán keresztül), víztartó képességét, s áttételesen az eróziós és deflációs folyamatokat.

A kutatók által megfogalmazott közép és hosszú távú klimatológiai előrejelzések a szárazabb, melegebb nyarak prognózisa révén mezőgazdasági területeink defláció érzékenységeinek fokozódását, az extrém csapadékeseményekkel járó esőzések gyakoriságának növekedése révén pedig a lejtős területek talajeróziós folyamatainak erősödését vetítik elő.

1.4 Motivációk, célkitűzések

Mindezen folyamatokat felismerve kutatásaim léptékét tekintve elsődleges szempontnak tartottam, hogy a víz- és széléroziós folyamatokat elsősorban kisvízgyűjtőkön (10-15 km²) ill. adott esetben parcella szinten kutassam, hiszen lokális problémaként kezelve a degradációs folyamatokat, megoldhatóvá válnak hosszabb távon a nagyobb léptékű gondok is. Mivel egymástól igen eltérő területekről (talajtípus, területhasználat, domborzat stb.) van szó, mindenhol az adott körülményekhez alkalmazkodva kell a megoldást kidolgozni.

Az 1970-es évekig a víz- és széléroziós kutatások elsősorban az „on-site” folyamatokra és hatásokra irányultak. Az 1980-as évek elejétől az „on-site” folyamatok tanulmányozása mellett az „off-site” hatások vizsgálata egyre inkább előtérbe került. Az elmúlt évtizedben a kutatások tárgyának ezirányú változása még intenzívebb lett, ami a fenntartható és egészségesebb környezet kialakításának a társadalom részéről a tudománnyal szemben támasztott egyre erőteljesebb igényével indokolható. Mivel pl. a szélérozió „off-site” hatásai sokkal inkább a finomabb részecskék (pl. por) dinamikájával vannak kapcsolatban, így e terület kutatása is nagyobb fontosságra tett szert az utolsó 10-15 évben.

A növényi tápanyagok közül a N, a P, és a K sorsát, veszteségeit, környezetterhelését kíséri megkülönböztetett figyelem. Az agrár eredetű P-veszteségek miatti aggodalom fő oka a felszíni vizek eutrofizációja. A mezőgazdasági eredetű foszfor környezetvédelmi vonatkozásairól többek között *Sisák és Máthé* (1993), *Szabó* (1998), *Csató et al.* (2003) és *Várallyay* (2005) közleményei tájékoztatnak. Bár mezőgazdasági szempontból szerepük elhanyagolható, környezeti szempontból érdemes vizsgálat alá venni a toxikus elemek feldúsulását is a víz-, ill. szél által szállított talajszemcsékben (pl. szennyezett feltalaj felporzása által okozott környezetterhelés, vagy a növényvédőszer maradványok (pl. Cu) talajerózió általi potenciális felszíni vízterhelése).

Annak érdekében, hogy helyes intézkedéseket tegyünk a felszíni vizek tápanyag-terhelésének kontrolljában, csökkentésében, hogy ismerjük a szedimentációs területeken történő tápanyag felhalmozódás mértékét és helyét, majd ezen információkat beépíthessük a környezetkímélő tápanyag gazdálkodási gyakorlatunkba, hogy meg tudjuk becsülni egy-egy mezőgazdasági terület deflációjának potenciális humán-egészségügyi kockázatát, ismernünk kell a kiindulási területről érkező makro- és mikroelem veszteségeket, s az áthalmozódás mértékét meghatározó folyamatokat. Ismernünk kell többek között a domborzati viszonyok, a talajtípus, a felszínborítottság stb. tápanyagvesztést befolyásoló szerepét, meg kell határozni e veszteség fő forrásait és útvonalait.

A talajfelszínt érő horizontális tápanyag-áthalmozódási tendenciák nagyságrendjét, s az azt befolyásoló tényezőket vizsgáló kutatásaim középpontjában, hazánk legmagasabb értékű talajait, a csernozjom talajokat állítottam.

Kutatásaim előzményeként PhD doktori disszertációmban (1998) egy mátrai mintaterület talajában a nehézfém koncentráció térbeli változásának törvényszerűségeit vizsgáltam, különös tekintettel az antropogén hatásokra. Az azt követő 10 év alatt végzett kutatásaim során a feltalaj makro- és mikroelem tartalmának mobilizációját, idő- és térbeli változását két aspektusból vizsgáltam. Kutatási eredményeimet habilitációs dolgozatomban foglaltam össze. Habilitációs téziseimet 2010-ben „A feltalaj makro- és mikroelem tartalmának remobilizációja, környezeti vonatkozásai” címmel védtem meg. Kutatási érdeklődésem 2008-tól kiterjedt a vízerózió tápanyag áthalmozó tevékenységén túl a szélerózió ez irányú hatásának terepi mérési lehetőségei felé.

Kutatásaim központjába mind a vízerózió, mind pedig a szélerózió tekintetében Magyarország legnagyobb gazdasági potenciállal rendelkező csernozjom talajú területeinek vizsgálatát helyeztem abból a szempontból, hogy a szél- és vízerózió általi talajvesztés milyen tápanyag (makro- és mikroelem, humusz) áthalmozással jár együtt.

Kutatási célkitűzéseimet az alábbi három problémakör határozta meg:

I. Vízerózió hatása a talaj szervanyag- és elemátrendeződési folyamataira

- terepi mérések alapján számszerűsíteni a vízerózióval mozgatott szedimentben történő makro- és mikroelem, valamint humuszanyag feldúsulást a kiindulási talajhoz képest (feldúsulási faktorok),
- mikro- és mezo-léptékben, lejtő mentén, szőlő és szántó művelésű parcellákon, majd kisvízgyűjtőn meghatározni az egy-egy csapadékesemény hatására bekövetkező talajerózió és elemátrendeződés mértékét, feltárni a területi különbségekre ható tényezőket; különös tekintettel a domborzatra és a területhasználatra;
- a tápanyagelmozdulás térképek alapjául is alkalmazható, a talajtani alapparaméterek mérési adataiból függvények segítségével előállított tápanyagtérképek készítése;
- a parcella szintre kiterjedő terepi mérési eredmények és a mért adatok alapján történő modell kalibrációt követően nagyobb (néhány km², kisvízgyűjtő) területre kiterjedően csapadékeseményhez kötődő humusz- és tápanyagáthalmozódás térképek készítéséhez módszertan kidolgozása;
- a feltalaj humusztartalmának szelektív erodálódásának vizsgálata terepi és laboratóriumi mérések alapján;

II. Terepi szélcsatorna berendezésre alapozott széleróziós vizsgálatok

- mobil szélcsatorna berendezésre alapozott terepi eljárás kidolgozása a csernozjom talajok defláció okozta talaj- és tápanyag veszteségének becslésére;
- vályog, agyagos vályog fizikai féleségű talajok deflációs veszteségeit is hatékonyan csapdázó eszköz fejlesztése;

III. Szélerózió hatása a talaj szerkezetére, szervanyag- és elemátrendeződési folyamataira

- Dél-alföldi csernozjom talajok szerkezeti állapotának defláció érzékenység szempontú értékelése, valamint a szélerózió hatására bekövetkező talajszerkezeti változások feltárása;
- csernozjom talajok szélerózió okozta talaj-, humusz- és tápanyagveszteségének meghatározása laboratóriumi szélcsatornában;
- terepi és laboratóriumi mérések alapján csernozjom talajokra meghatározni a szélerózióval áthalmozott szedimentben mért makro- és mikroelem, valamint humuszanyag feldúsulását, az erre ható tényezők feltárása;
- parcella-szinten, szántó művelésű csernozjom talajtípusú parcellákon különböző nagyságú szélesemények hatására bekövetkező talajvesztesség és elemátrendeződési tendenciák becslése.

2. A víz- és szélerozió szerepe a feltalaj elemtartalmának horizontális átrendeződésében

2.1. Léptékválasztás az elemátrendeződés modellezésében

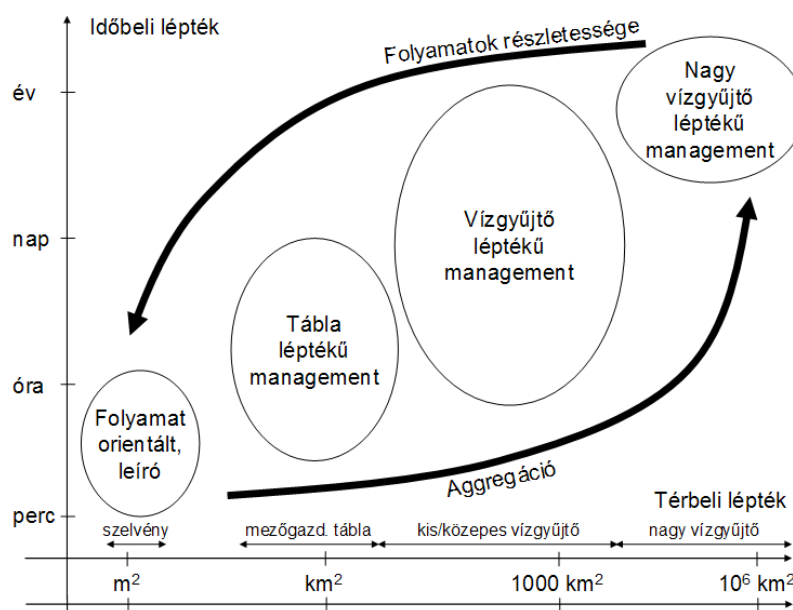
A környezeti vizsgálódásaink során mért vagy modellezett változók időben és térben rendkívül heterogének (csapadék, szél, hőmérséklet, domborzat, fizikai és kémiai talajtulajdonságok stb.) és a ható folyamatok többsége nem-lineáris jellegű. Ez rendkívül megnehezíti, hogy a pontszerűen, vagy helyileg mért értékekből nagy területeke ható folyamatokra következtessünk (*Heuvelink 1998, Harvey 2000, Szűcs 2014*). Nehézséget jelent továbbá kutatásaink során, hogy az egyes folyamatok egy jellemző léptékben hatnak, és az ebben a léptékben felismert és mért korrelációk valószínűleg nem lesznek érvényesek más léptékben. Az eltérő léptékekben eltérő folyamatok lesznek dominánsak, tehát ha széles léptéktartományban kívánunk vizsgálni, többféle folyamatot kell tekintetbe venni.

Zhang és munkatársai (2004) áttekintették a környezeti és ezen belül az eróziós modellek és mérések léptékfüggésének számos aspektusát. Megállapították, hogy a léptéknek öt különböző (jöllehet egymással bizonyos mértékig összefüggő) jelentéstartalma van. A *térképi lépték* a térképi távolság és a valós távolság arányát adja meg, ezért a nagy léptékű térképek kis területet, a kis léptékű térképek nagy területet reprezentálnak. A *földrajzi lépték* a vizsgálat térbeli kiterjedését mutatja meg. A kis földrajzi lépték kis területre, a nagy földrajzi lépték nagy területre vonatkozik. Az ún. *hatáslépték* (vagy folyamatlépték) azt mutatja meg, hogy egy vizsgált folyamat mekkora területen (és ezzel összefüggő időbeli hatállyal) hat a környezetben. A *mérési lépték* (megfigyelési lépték) az a tér- és időbeli kiterjedés, amellyel meghatározzuk a vizsgált jelenséget. Ebben a mérettartományban alkalmazzuk a megfigyelésünket, a térbeli és időbeli skála egy meghatározott szakaszán gyűjtjük az adatainkat azzal a céllal, hogy a vizsgált rendszer variabilitását a lehető legjobban jellemeznünk tudjuk. A *modellezési lépték* (vagy munkalépték) az a mérettartomány, amelyben akár formalizált (egyenletekkel leírt), akár kvalitatív módon a vizsgált jelenség lényegét, valódi tartalmát próbáljuk megragadni. A hidrológiai (és eróziós) modellek jellemző léptékei a parcella szint (méteres nagyságrend), a lejtő szint (100 m), a vízgyűjtő szint (10 km), és a regionális szint (1000 km). Az ezeknek megfelelő időlépték a különálló lefolyási esemény (nap vagy annak töredéke), évszakos váltakozás (éven belüli) és a hosszú távú átlagok (évtized, évszázad). A környezeti modellek négy különböző lépték felfogást minden esetben tartalmaznak: a földrajzi léptéket (a megfigyelés tárgyának kiterjedése), az időbeli léptéket (mint a hatáslépték egyik aspektusa), a mérési léptéket és a modellezési léptéket. Ahogyan egyértelmű nem-lineáris összefüggés van az oldalhosszúság és a terület, vagy a térfogat között, ugyanúgy a hidrológiai folyamatok is eltérnek a linearitástól a különböző léptékek esetén: vízfolyás hossza - vízgyűjtőterület - vízhozam (*Dodds, Rothman 2000*).

Az elemátrendeződési folyamatokat feltáró vizsgálatok – hasonlóan a víz- és szélerozió modellezéshez – mind térben, mind pedig időben igen változó léptékben zajlanak. A térbeli lépték alapján megkülönböztetünk pont léptékű (néhány m^2), mikro-léptékű (néhány m^2 -től néhány ha-ig), mezo-léptékű (kiszívgyűjtők (1-10 km^2), makro-léptékű (néhány km^2 -től kb. 1000 km^2), valamint regionális léptékű (1000 km^2 - több 1000 km^2 , nagyobb folyamatok vízgyűjtői)) tanulmányokat (2.1. ábra) (*Kovács, Clement 2008*).

Az idő dimenzió alapján a modellek statikus, vagy az időbeli változást is leíró, dinamikus modellek lehetnek. A statikus modellek eredményei hosszabb időszak (rendszerint egy vagy több év) átlagára vonatkoznak, s az idő, mint független változó nem szerepel az egyenletekben. A dinamikus modellek lehetnek folytonos időlépésűek, vagy esemény-alapúak. Előbbiek hosszabb időszak (> 1 év) időbeli változását számítják jellemzően napi időléptékkel. Általában lehetővé teszik az előrejelzést, azaz a környezeti tényezők megváltozásának hosszabb távú következményeit számítani tudják. Korlátjuk, hogy a bemeneti adatoknak (pl. meteorológiai jellemzők idősora) is a modell időléptékének

megfelelő sűrűséggel kell rendelkezésre állni. Az esemény-alapú modellek egy-egy csapadékesemény (például zápor vagy hóolvadás) hatására kialakuló változás (pl. talajerózió, terheléshullám stb.) számítására hivatottak. Rövid (akár órás, perces) időlépcsővel dolgoznak. Jellemzően a leíró jellegű modellek rendelkeznek kis időléptékkel.



2.1. ábra A diffúz terhelésmodellek csoportosítása léptékeik szerint (Kovács, Clement 2008)

Az elemátrendeződési folyamatokat feltáró vizsgálatok többsége az időbeliségét tekintve a hosszú távú, a szezonális, valamint az egy eseményes vizsgálatok között oszlik meg. Az alkalmazott modellek térbeli és időbeli felbontása szoros összefüggésben áll (2.1. táblázat): a parcella szintű modellek rövid időléptékkel dolgoznak, és az egy szél- vagy csapadékeseményen belüli fizikai folyamatok leképezésére vállalkoznak (Torri *et al.* 1999; Kovács, Clement 2008). A nagyobb tájak, esetleg kontinensek eróziós viszonyait sokkal nagyobb időléptékben, egyszerűbb összefüggések alapján lehet becsülni (Kirkby 2001). Az egy talajszelvényre, vagy táblára alkalmazott modelleknél a paraméterezés a modell térbeli kiterjedésével azonos léptéken történik (szelvény-, illetve táblaszinten). A vízgyűjtő léptékű modellekben a parametrizálás alapján összevont és osztott paraméterű típusokat különböztethetünk meg. Összevont paraméterű modellek alkalmazása esetén azt feltételezzük, hogy a teljes vízgyűjtőn az egyes paraméterek értéke nem változik, vagyis a terület mindegyik paraméterre nézve homogén. Az ilyen típusú modellek végeredménye egy a teljes vízgyűjtőre vonatkozó átlagérték, a térbeli inhomogenitásra nem kapunk információt (Kovács, Clement 2008). Az osztott paraméteres modellek figyelembe veszik a paraméterek térbeli változékonyságát. A vízgyűjtőt elemi cellákra, ún. gridekre osztják fel. A grideken belül az összes paraméter homogén, azonban gridenként változó értékű. Ez a megközelítésmód szükségessé teszi a bemeneti adatok cellánkénti megadását, ami a digitális térképi információk hozzáférhetőségének növekedésével ma már nem jelent problémát. Az előzőek átmeneteként léteznek ún. félig osztott paraméteres modellek, melyek a vízgyűjtőt hasonló tulajdonságok alapján (pl. felszínborítás, talaj) homogénnek tekintett részterületekre vagy kisvízgyűjtőkre osztják fel, majd ezekre végeznek összevont paraméterű számításokat.

Modell	Forrás	Területi	Időbeli
USLE	Wischmeier, Smith 1987	Parcella	Folyamatos
AGNPS	Young et al. 1987	Vízgyűjtő	Csapadék esemény
CREAMS	Knisel, 1980	Vízgyűjtő	Több esemény
EPIC	Williams, 1997	Parcella/tábla	Több esemény
WEPP	Lane, Nearing 1989	Lejtőprofil	Csapadék esemény
ANSWER	Beasley, Huggins 1982	Vízgyűjtő	Csapadék esemény
OPUS	Diekkrüger et al. 1991	Parcella	Csapadék esemény
PEPP	Schramm, 1994	Lejtőprofil	Csapadék esemény
KINEROS	Woolhiser et al. 1990	Vízgyűjtő	Csapadék esemény
EUROSEM	Morgan et al. 1998	Vízgyűjtő/tábla	Csapadék esemény
LISEM	De Root et al. 1994	Vízgyűjtő	Csapadék esemény
LUMASS	Herzig, 2006	Vízgyűjtő	Folyamatos
SWAT	Arnold, 1998	Vízgyűjtő	Folyamatos
MEDRUSH	Kirkby, 1992	Vízgyűjtő	1 óra-100 év
EROSION 3D	Von Werner, 1995	Kisvízgyűjtő	Csapadék esemény
EROSION 2D	Schmidt, 1991	Lejtőprofil	Csapadék esemény

2.1. táblázat A leggyakrabban használt talajerózió becslő modellek idő- és térléptéke (Kitka 2009. nyomán)

Az elemek mobilizációját és transzport folyamatait feltáró tanulmányokat léptékük szerint *Dougherty et al.* (2004) munkájában laboratóriumi-, profil-, parcella-, tábla-, és vízgyűjtő léptékű tanulmányokra bontotta. A labor kísérletek elsősorban a kémiai és fizikai folyamatok természetének megértését célozzák, különös tekintettel pl. az egyes elemek mobilizációjára, fixációjára, de nem nyújtanak kellő információt a mezőgazdasági hasznosítás alatt álló talajok tápanyag veszteségéről. A szelvényekre kiterjedő kísérletek (mint pl. lysimeter) vagy a kis parcellákon (mint pl. az esőztető berendezések, vagy mobil szélcsatorna alatti néhány m²-es nagyságú területek) zajló kísérletek kiválóan alkalmasak az egyes hatótényezők (mint pl. a talajtulajdonságok, speciális menedzsment faktorok, növényborítás, domborzat, nedvesség viszonyok, eső intenzitás, szél erősség stb.) kölcsönhatásának, valamint a talajvesztést és a tápanyag átrendeződést befolyásoló tényezők értékelésére, elemzésére (*Kazó* 1966, 1967; *Kerényi* 1991; *Lóki, Szabó* 1997; *Csepinszky* 1998; *Csepinszky, Jakab* 1999; *Lóki* 2000; *Sisák et al.* 2002; *Barta* 2004; *Jakab, Szalai* 2005; *Bach* 2008; *Farsang et al.* 2011, 2013; *Szűcs* 2012). A vízgyűjtő szintű vizsgálatok a területhasználat, a domborzat, a talajművelés stb. talajerózióra, s így a tápanyag-átrendeződésre gyakorolt hatásait teszik szemléletessé.

A modellezés eredményeit felhasználók a céljaiktól függően különböző léptékű modelleredményeket igényelnek. A szelvény szintű vagy parcellás kísérletek elsősorban a kutatók eszköztárához tartoznak. Ekkor a modellváltozók kölcsönhatásait kísérleti, terepi mérések alapján, részleteikben vizsgáljuk, az eredmények többnyire elemi térléptéken (néhány m² területű szelvényeken) és rövid időléptéken működnek. A tervezésre, előrejelzésre alkalmas modellek térléptéke a tábla (field scale), illetve a vízgyűjtő szint (watershed scale) között változhat. A lépték növekedését a folyamatok aggregációja jellemzi. Előbbi esetben egy-egy gazdálkodási egységre (pl. szántóterület, legelő, erdő) vonatkozó talajerózió modellezést, szennyezőanyag kibocsátás meghatározását, vagy a jó mezőgazdasági gyakorlat bevezetésének hatáselemzését végezhetjük el. A vízgyűjtő léptékű modellek a táblaszintű modellek vízgyűjtőre (többféle területhasználat) történő kiterjesztésével épülnek fel és a táblákat elhagyó szennyezések további transzportját is vizsgálják (*Kovács, Clement* 2008). A táblaszintű vizsgálatok eredményei a gazdálkodók számára a leginkább hasznosak, a kisvízgyűjtők talajvesztése az ott élő közösségeket érinti

leginkább, a régiós és országos szintű eróziós vizsgálati és modellezési eredmények pedig a döntéshozók érdeklődését váltja ki (Kirkby 2001, 2010).

Külön kötetet lehetne megtölteni a különböző léptékben végzett víz- és szél-eróziós modellek vizsgálati pontosságának, valamint a bemeneti paraméterek sokféleségének kérdésével. A parcella, tábla, vízgyűjtő léptéket összevető irodalmak szerint (Evans 2002) pl. egyértelműen kimutatható, hogy a táblaszinten számított átlagos erózió jóval kisebb, mint a parcella szinten számított, ami aláhúzza a lépték kérdésének a fontosságát. Le Bissonais et al. (1998) úgy becsülte, hogy a 20 és 1 m²-es parcellák talajvesztesége közötti arány 2, míg az 500 és 20 m²-esek között ez az arány 0,5. Az 1 m²-es parcellával alábecsüljük a 20 m²-es erózióját, mert a kisebb parcellán korlátozott a lefolyási sebesség és hordalékszállítás, míg a 20 m²-es parcellával túlbecsüljük az 500 m²-esről származó eróziót, hiszen részvízgyűjtő léptékben már egyre inkább válik fontossá a beszivárgás és a szedimentáció. Az eróziós modelleket, mint almodelleket igénybe vevő terhelésmodellezés a leképezett folyamatok természetéből adódóan szintén bizonytalan. A hiba mértéke a vizsgált terület méretével exponenciálisan nő és akár több nagyságrendnyi is lehet (Novotny 2003). Az egyes szennyező komponensekre vonatkozó terhelésszámításokat illetően a megbízhatósági sorrend az alábbiak szerint alakul: lebegőanyag, foszfor és fémek, nitrogén és szerves vegyületek, végül baktériumok (Kovács, Clement 2008).

A talajeróziós kutatások egyik legfontosabb feladata napjainkban a különböző léptékek közötti átmeneteknek, átjárhatóságnak, és azok szabályszerűségeinek a megértése. Az eróziós folyamatok erős léptékfüggése miatt egyes szerzők a kis és közepes parcellák helyett a hidrológiai egységek bevezetését javasolták. Ezek azonosnak tekinthetők a geomorfológiai tulajdonságaikat és vízgazdálkodásukat tekintve, így egységes válasz várható tőlük egy csapadékesemény hatására (Szűcs 2012). Más megoldást jelenthet a Leser et al. (2002) által alkalmazott ún. hierarchikus felépítésű modellezés, mely során a szerzők az eróziós kutatásaikat egy geoökoszisztéma modellre építették. A méréseiket többféle léptékben végezték: pontmérések (klíma, csepperózió, felszíni lefolyás, talajlehordás, talaj nedvességtartalma stb.), táblaszintű mérések (hordalékmintázás, drén-kifolyás) és a teljes vizsgálati területre vonatkozó megfigyelések (talajtérkép, talajeróziós károk, geomorfológiai térképezés, felszínborítás, vízgyűjtő vízhozam). Más kutatók szintén végeztek hierarchikus felépítésű vizsgálatokat a lefolyás és erózió vizsgálatára (Bergkamp 1998; Wilcox et al. 2003; Cammeraat, 2004). Nagyobb vizsgálati területen belül elhelyezett parcellák segítségével határozták meg pl. a területet elhagyó hordalék fő forrását adó térszíneket és a szedimentációs területeket.

Mindezen észrevételek alapján kutatásaim léptékének tervezésekor az alábbi szempontoknak kívántam eleget tenni. A vízerózióval elmozduló tápanyagtartalom modellezéséhez Dougherty et al. (2004) által tápanyag transzport folyamatokra leírt ún. hierarchikus felépítésű modellezést választottam, miszerint két léptékben végeztem vizsgálataimat, ill. állapítottam meg összefüggéseket: mikro léptékben lejtőprofil mentén és parcella szinten, valamint mezo-léptékben kisvízgyűjtő szinten. A lejtőprofil és parcella szinten kapott eredményeimet leginkább a tápanyag elmozdulás törvényszerűségeinek feltárásában lehet hasznosítani, míg a vízgyűjtő szintű megállapítások jól alkalmazhatók a precíziós mezőgazdaság tervezésében, valamint a felszíni vizek védelmében tett lépések megtervezésében, a döntéshozatalban. A szél-erózióval elmozduló talaj, ill. humusz és tápanyag becsléseket mikro- és mezo-léptéket érintően végeztem, s ennek megfelelően laboratóriumi és terepi kisparcellás kísérletekre alapoztam. Az idő léptéket tekintve mind a víz, mind a szél-eróziós kutatásaim egyeseményes vizsgálatok, azaz egy-egy csapadék, ill. széleseménnyel kötődnek.

3. A víz- és szél-erózió mérése és modellezése az elemátrendeződési folyamatok megértésének, térképezésének szolgálatában

A talajpusztulás általában a talajszemcsék túlnyomórészt mechanikai (víz és szél) hatásra történő elszállítását jelenti. A hazai nevezéktanban a víz által okozott talajpusztulást (talaj)erózióknak, a szél által okozott talajpusztulást deflációnak nevezik. A talajelhordás mértékének meghatározása, a talajszemcsék fő szállítási útvonalának kijelölése, a különböző erózió- és szedimentáció-kockázati térszínek lehatárolása az eltérő domborzati felszíneken, különböző talajtípusok mellett és különböző területhasználatok, ill. agrotechnika alkalmazásakor igen fontos feladat. Mindennek nagy jelentősége van a mezőgazdasági tervezési gyakorlatban (tápanyagpótlás, agrotechnika stb.) és az erózióvédő talajművelési gyakorlat (talajvédelem) megvalósításában. Napjainkra már a környezetvédelmi gyakorlat is különös figyelemmel kíséri az eróziós folyamatokat, hiszen a mezőgazdasági területekről lemosódó és a szél által áthalmozott talajban felhalmozódott tápanyagok, ill. növényvédőszer- és a felszíni vizek jól ismert szennyező anyagai. A felgyorsult eróziós folyamatok környezetvédelmi problémáinak felismerése már az 1950-es években felvetette a folyamat részletes megismerése mellett az előrejelzés jelentőségét. Mind a mezőgazdasági, mind a környezetvédelmi tervezési gyakorlatban (prognózis, menedzsment) nélkülözhetetlen tehát a lejtő és kisvízgyűjtő méretarányban mért és/vagy modellezett „on-site” és „off-site” hatások ismerete, amely manapság már elképzelhetetlen földrajzi információs rendszerek (GIS) és az ezekkel kapcsolódó szimulációs modellek alkalmazása nélkül.

3.1. A talaj-erózió modellezése

A talajfolyamatok leírása és modellezése a talajtani kutatásokon belül a kísérletes és mérési technikákkal párhuzamosan fejlődött és az utóbbi évtizedben már általánosan alkalmazott kutatási és előrejelzési módszerre lépett elő (Kertész 1992, Rajkai 2001). A víz- és szél-erózióval szembeni talajvédelemről az első tanulmány 1760-ban jelent meg (Eliot 1760). Ezt követően az erózió mértékének számszerűsítésére különböző talaj-erózió-mérési módszerek és technikák születtek. Az erózió mérésének egyszerű módszerei közé tartoznak pl. a talajfelszín változásának nyomon követésére kidolgozott technikák. A talaj-erózió mértékének meghatározására pedig a szabadföldi parcellás, vagy nagyobb területek monitoring vizsgálatai alkalmasak. Az első hivatalos eróziós mérések Közép-Utah túllegeltetett területén 1912-ben történtek, majd 1917-ben Missouriban eróziós parcellás kísérleteket állítottak be (László, Rajkai 2003). Magyarországon az erózió modellezés kezdetének a Kazó-féle esőszimulátoros méréseket tekinthetjük (Kazó 1966, 1967), amelyek célja annak vizsgálata volt, hogy különböző talajtípusok esetén hogyan befolyásolja a felszíni lefolyáson keresztül az eróziót a lejtőszög és a felszínfedettség.

Az első eróziós egyenletet Zingg (1940) közölte, majd ezen egyenletet több lépcsőben átalakítva Wischmeier és Smith (1958) megalkotta az Általános Talajvesztés-becslési Egyenletet/Egyetemes Talajvesztési Egyenletet (USLE) mezőgazdasági tábla nagyságú területek éves talajvesztésének becslésére, mely napjainkban is a legelterjedtebb talaj-eróziós modellnek számít. Az USLE egyenletét 1962 óta alkalmazzák hazánkban a talajvédelem tervezésében és kivitelezésében (Erődi et al. 1965), majd a VIZITERV munkatársai használták munkájuk során (Kiss et al. 1972; Máté 1974). A jelenleg is hatályos „Lejtős területek vízerózió elleni védelme. Általános irányelvek” c. Magyar szabvány (MSZ 1397:1998) is az USLE Egyetemes Talajvesztési Egyenleten alapul. A gyakorlati alkalmazás mellett több tudományos kutatás alapját is adta, a használat során fokozatosan a talaj-eróziós térképezés részévé vált. Pl. a K-faktor magyarországi viszonyokra való meghatározására végeztek vizsgálatokat Kertész és munkatársai (1997) és Centeri (2002).

Az eróziós kísérletek során szerzett adatokat felhasználva megindult a különböző adottságú területek talajveszteségének előrejelzését szolgáló módszerek kidolgozása. A cél egy olyan módszer kidolgozása volt, amely segítséget nyújt a farmerek számára az optimális talajvédelmi terv kidolgozásában (BMP: Best Management Practice), valamint a tolerálható talajveszteség meghatározásában. A tolerálható talajveszteség az erózió azon megengedett maximális mértéke, amely nyereséges termésmennyiség mellett biztosítja a talaj termékenységének hosszú távú megőrzését (Wischmeier, Smith 1978). Az elmúlt több mint fél évszázadban az erózió-előrejelző technológiák igen hasznosak voltak a különböző területrendezési, talajvédelmi és egyéb célú mérnöki munkák elkészítésében (László, Rajkai 2003).

A talajeróziós modellek az erózió összetett folyamatát egyszerűsített formában, matematikai egyenletekkel írják le. A talajrendszer viselkedését leíró egyenletekben változók és paraméterek, valamint azok kapcsolatát leíró logikai állítások szerepelnek. A talajeróziós modellek közül a determinisztikus modellek azok, amelyekben az alkotó elemek tulajdonságai, a köztük lévő kapcsolat (kölsönhatás) struktúrája és dinamikája, valamint összefüggései egyértelműen összekapcsolhatók. A determinisztikus modell meghatározott input adatokra pontosan meghatározott (determinált) konkrét számokat ad eredményül, vagyis a modellben a beállított paraméterek és input adatok egyértelműen meghatározzák a modell outputját.

Az eróziós modellek csoportosítása többféleképpen történhet. Alkalmazásuk előtt figyelembe kell vennünk annak időbeli, területi kereteit. Időbeli kiterjedésük alapján megkülönböztetünk: csapadékeseményre (eseménymodell) vagy hosszabb távú időtartamra, napra, hónapra, évre becsülő modelleket (folyamatos modellek). Területi jelleg szerint megkülönböztetünk parcellára (1 ha-tól 10 ha-ig), kisvízgyűjtőre (10–15 km²-ig) közepes- (kisebb folyóké) és nagy vízgyűjtőre (kb. 1000 km², nagyobb folyóké) használatos modelleket. A méretarány növekedésével növekedik az input és output adatok mennyisége és az eredmények pontossága is (kis területen könnyebbek a mérések és ellenőrzések). A nagyobb területekre történő modellezés esetében kevesebb input adat kell, de a generalizálás miatt az output adatok pontossága csökkeni fog (Kitka et al. 2006, Kitka 2009).

A legújabb fejlesztésű modellek esetén alapvető követelmény, hogy kapcsolhatók legyenek a Földrajzi Információs Rendszerekhez (GIS). A GIS-rendszerrel való kapcsolat lényege, hogy a modell a digitális domborzatmodell, területhasználat térkép, talajtérkép stb. segítségével a felszín térbeli változatosságát leképezi és a lefolyási irányok is meghatározhatók a segítségével.

Az eróziós folyamatokat térben és időben meghatározó független változók alapján megkülönböztetünk összevont és térbeli eloszlás modelleket. Az összevont modellek nem veszik figyelembe a változók területi eloszlását, sem pedig a bemenő adatok időbeli változását (pl. USLE, MUSLE, RUSLE, CREAM, EPIC, ANSWERS). Ezek a modellek elsősorban évi átlagértékek becslésére alkalmasak. A területi eloszlást figyelembe vevő modellek az eloszlás hatását írják le az eróziós rendszer viselkedésére. A legösszetettebb modellek időben és térben diszkrét értékekkel számolnak, beleértve a csapadékesemények közötti, sőt az esőzések alatti időszakot is. Az adott pontra és időre kalkulált értékek azután integrálásra kerülnek és a talajveszteség a lejtőre, táblára vagy akár a vízgyűjtőre is meghatározható (László, Rajkai 2003). Ezen modellek nagy előnye, hogy megállapítható hol a legnagyobb illetve a legkisebb az erózió egy területen vagy lejtőn belül, akár különböző vegetációs periódusok alatt is (AGNPS, WEPP, SWAT, EROSION) (Kitka 2009). Az összevont és térbeli eloszlás modelleket tovább csoportosíthatjuk, mint elméleti, fizikai vagy tapasztalati modellek (3.1. táblázat). A tapasztalati modellek megfigyelések során kialakult és megállapított tényeken, összefüggéseken alapulnak. Empirikus úton határozták meg a modellt felépítő változók közötti kapcsolatokat és összefüggéseket. Nagy hátrányuk, hogy

csak azon a területen használhatók, ahol már a paramétereket és a modellt kalibrálták (USLE, MUSLE, RUSLE).

A talajerózió folyamatának mechanizmusát legjobban talán a fizikai alapon kifejlesztett modellek közelítik meg (EPIC, ANSWERS, WEPP, SWAT, LISEM, EUROSEM, EROSION 2D/3D). A fizikai modellek szintetizálják azokat a független változókat, amelyek térbeli és időbeli változékonyságukkal, egymás közötti kapcsolatrendszerükkel befolyásolják a kimeneti eredményeket. Fontos, hogy az egymástól független összetevőket a köztük levő fizikai kapcsolatok alapján írja le, ami szükségszerűen maga után vonja a térbeliséget, így minden pont térbeli koordinátákkal ellátva kerül be a modell matematikai egyenleteibe (Kitka 2009). Az elméleti modellek az előző két típus között helyezkednek el. Ezek a modellek a víz és a hordalék lefolyását kiszámító egyenleteket térben összevonva kezelik (Kitka 2009).

Rövidítés	Összevont	Térbeli	Empirikus	Elméleti	Fizikai	Tábla	Lejtő	Vízgyűjtő	Folyamatos	Esemény	Lefolyás	Lehordás	Tápanyag	Peszticid	Produktivitás
USLE	+		+			+			+			+			
MUSLE	+		+			+				+		+			
RUSLE	+		+			+			+			+			
RUSLE2	+		+		+		+		+	+		+			
MUSLE87		+	+					+	+			+			
DUSLE		+	+					+	+			+			
SLEMSA	+		+			+			+			+			
CREAMS	+			+				+	+	+	+	+	+	+	
EPIC	+			+		+			+		+	+	+		+
WEPP		+			+		+		+	+	+	+			
EROSION2D		+			+		+			+	+	+			
ANSWERS	+				+			+		+	+	+	+		
AGNPS		+	+					+		+	+	+	+	+	
EUROSEM	+				+			+		+	+	+			
LISEM	+				+			+		+	+	+			
SWAT		+			+			+	+		+	+	+	+	

3.1. táblázat A talajeróziós modellek csoportosítása (László, Rajkai 2003).

A fizikai alapú modellek elsősorban kisvízgyűjtő szinten használhatóak, míg regionális szinten az empirikus modellek kerülnek előtérbe, aminek oka, hogy a kimeneti adatokat átlagként adja meg. Így felállítható egyfajta párhuzam a modellfajták és a vízgyűjtők méretarány változása között. A 3.2. táblázat az Európában és Magyarországon jelenleg használatban lévő eróziós modellekre mutat példákat.

Méretarány	Terület	Modell	Referencia
Regionális	Anglia	WEPP/MIRSED	Brazier et al. 2001
	Németország	USLE	Jager et al. 1994
	Franciaország	SEMMED	De Jong et al. 1999
	Csehország	RUSLE	Dostal et al. 2001
	Belgium	USLE2D	Van Rompaey et al. 2000

Méretarány	Terület	Modell	Referencia
	Olaszország	RUSLE	van der Knijff et al.1999,2002, Grimm et al.,2003
Kisvízgyűjtő (20 km ²)	Anglia	EUROSEM	Morgan et. al. 1998
	Belgium	LISEM	De Root et. al. 1994
	Németország	EROSION 3D/LUMASS	Deumlich D, Völker L
	Csehország	EROSION 3D	Novakova H. 2006
	Magyarország	USLE	Dezsény 1982, Jolánkai 1982, 1984 Barczy et.al.1998, 1999, Kertész, Huszár 1996, Verőné, 1996
		EPIC	Richter, Mezősi 1990, Mezősi, Richter 1991 Kertész, Richter 1997, Huszár 1998, Kertész et al. 2000
		MEDRUSH	Tóth et al.1997, 2001
		EUROSEM	Barta, 2004, Csató et al. 2000
		EROSION 2D/3D	Rácz et al. 2002, Farsang et al. 2004, 2005, Kitka et al. 2006
		WATEM/SEDEM	Szilassi et al. 2006, Dessel et al. 2008, Sisák et al., 2007

3.2. táblázat Példák az Európában és azon belül Magyarországon használatban lévő eróziós modellekre (Van Rompaey et al. (2003) és Kitka et al. (2008) nyomán)

A fenti modellek sokrétű alkalmazása a magyarországi tudományos kutatásokban a 80-as évektől egyre intenzívebbé vált. *Dezsény és Lendvai* (1986) a Zala vízgyűjtőjén végeztek eróziós kutatásokat, amelynél a Wischmeier-Smith-féle általános talajveszteség becslési egyenletet használták fel, annak tényezőit vizsgálva.

Dezsény (1982) és *Jolánkai* (1982, 1984) a Balaton északi részvízgyűjtőjén, az Örvényesi-Séd (25 km²) kisvízgyűjtőn végeztek igen átfogó kutatásokat a talajeróziós folyamatok által okozott talaj- és tápanyagveszteség mérések alapján történő becslésére, illetve számítógépes modellezésével. A vizsgálatukhoz a metodikát az USLE-hoz dolgozták ki. A K-tényező meghatározására négy helyi talajtípuson (parcellán) végeztek esőszimulátoros méréseket, amelyek eredményeit felhasználva jelentős GIS támogatottsággal igyekeztek becsülni a lehordott talajtömeget. Az 1989-ben az MTA és a DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) közötti együttműködés keretében indult ún. „Balaton-projekt” jelentős módszertani újítása volt, hogy a talajerózióbecslést földrajzi információs rendszer segítségével végezték. Az Örvényesi-Séd vízgyűjtőjéről olyan földrajzi információs rendszert hoztak létre (*Kertész et al. 1992; Kertész 1992*), amely digitális terep-modell(ek)hez szükséges geofaktorok digitalizált térképein alapult. Az USLE tényezőinek meghatározására az északi részvízgyűjtő legfontosabb talajtípusai K-faktorainak (*Wischmeier, Smith 1978*), valamint a legfontosabb földhasznosítási típusok eróziós tulajdonságainak meghatározása helyszíni mesterséges esőztetési kísérletek útján történt. Az USLE-t alkalmazták mátrai mintaterületen *Mezősi* és munkatársai is (1993), ahol GIS környezetbe adaptálva modellezték. Az USLE modellel kapcsolatos konkrét terepi mérésekről tájékoztatnak továbbá *Kertész* és munkatársai (1997), valamint *Barczy* és munkatársai (1999) is. Több más modell adaptálását is megkezdték a hazai viszonyokra. 1988-ban kezdődött az EPIC tesztelése (*Richter, Mezősi 1990; Mezősi, Richter 1991; Kertész, Huszár 1996*) mátrai mintaterületen. A MEDRUSH modell hazai felhasználásában elsősorban az MTA Földrajztudományi Kutatóintézetének szakemberei vettek részt (*Tóth et al. 2001*), akik a Balaton vízgyűjtőjén végeztek eróziós méréseket. Szintén a Balaton vízgyűjtőjén végeztek erózió modellezésen alapuló kutatásokat a USLE és az EPIC modellek alkalmazásával *Kertész* és munkatársai (*Kertész, Huszár 1995; Huszár 1998; Kertész et al. 2000*). Több eróziós kutatás foglalkozott a Velencei-tó egyes részvízgyűjtőinek talajeróziós modellezésével. A pázmándi

kistérségben egy 200 ha-os mintaterületen Arc/Info rendszerrel alkalmazták az USLE-t (Verőné 1996). EUROSEM modell adaptálását a Velencei-hegységben Sukoró melletti területen végezték el (Csató et al. 2000; Barta 2004). Az Erosion 2D/3D modell első hazai alkalmazása szintén a Velencei-tó vízgyűjtőjéhez kapcsolódik (Rácz et al. 2002; Farsang et al. 2004; Kitka et al. 2006). A Balaton vízgyűjtőjére vonatkozóan nyilvános, internetes oldalon használható talajerózió becselő modell kidolgozásával is foglalkoztak (ArcIms közegben), a modellhez alkalmazható adatbázis felállításával együtt (Sisák et al. 2007). A Káli medence történelmi területhasználat változásainak hatását vizsgálták a terület eróziós viszonyaira, mely kutatás során a WATEM/SEDEM (Van Oost et al. 2002) modellt kalibrálták és használták (Jordán 2005; Szilassi et al. 2006).

Két legnagyobb állóvizünk vízgyűjtőjén alkalmazott kutatások létjogosultságát indokolja, hogy ezek a területek eróziós folyamatai közvetve vagy közvetlenül, jelentős szerepet játszanak a tavak anyagforgalmában, vízminőségében (Barta 2004).

3.1.1. A talajvesztesség tolerancia értékek

A talajerózió térképezésével kapcsolatos kutatások alkalmával a különböző szerzők talajvesztesség-kategóriái igen eltérő képet mutatnak (Centeri et al. 2003). A talajhasználat fenntarthatóságát tekintve azonban igen fontos kérdés egy tudományosan is megalapozott kategóriarendszer alkalmazása. A talajerózió térképezés kapcsán a talajvesztesség-kategóriák megállapításához komoly alapot nyújthat a talajvesztesség tolerancia-érték ismerete. Smith (1941) szerint a megengedhető talajvesztesség maximális üteme legfeljebb a talajtermékenység kialakulásának ütemével egyezhet meg. Lal (1994) szerint a talajképződés átlagos üteme világviszonylatban nem haladja meg a 2,5 cm-t 150 év alatt. Az UNEP–EEA (United Nations Environment Program–European Environment Agency) két fontos, a talajképződés ütemére és a talajpusztulás tolerálható mértékére vonatkozó megállapítást tett 2000-ben, miszerint „a talaj nem megújítható erőforrás”, valamint „a talajképződés lassú ütemének megfelelően minden olyan talajpusztulás irreverzibilisnek tekinthető, ahol 50–100 éven át a talajpusztulás üteme meghaladja az $1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ értéket”.

Hayes és Clark (1941) munkájában $7,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ -ben határozzák meg a gazdálkodóknak javasolható tolerancia-értéket. A megengedhető talajvesztés volt a központi témája az USDA 1956-ban szervezett tanácskozásán is (Centeri et al. 2003), amelyen $11 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ értéket javasoltak a megengedhető talajvesztesség értékéül. A javaslat arra épült, hogy egy tonna talajban kb. 2 USA dollárnak (USD) megfelelő foszfor- és nitrogénműtrágya van, és mintegy $4\,000 \text{ m}^2$ (1 acre) területen 10 USD-t meghaladó veszteséget egyetlen farmer sem engedhet meg magának. Wischmeier és Smith (1978) $11\text{--}22 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ tolerálható talajvesztiséget állapítottak meg. A FAO–UNEP–UNESCO (1979) a talajvesztesség tolerancia-értékére vonatkozóan a 3.3. táblázatban összefoglalt adatokat közölte. Konvickova és munkatársai (1992) szerint „a talajok átlagos évi gyarapodása 0,1 mm, ami $0,13 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ talajképződésnek felel meg”, s a tolerálható talajvesztesség értékét (3.3. táblázat) talajvastagságtól függően $1\text{--}10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ értékek közé teszik.

Talajvastagság (cm)	Tolerancia	Talajvastagság (cm)	Tolerálható talajvesztesség $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$
FAO-UNEP-UNESCO (1979)		KONVICKOVA et.al. (1992)	
0-10	nincs tolerancia	0-30	1
10-50	kis tolerancia	30-60	4
>50	normál tolerancia	>60	10

3.3. táblázat A talajvesztesség tolerancia értékek (FAO–UNEP–UNESCO 1979, Konvickova et al. 1992)

Centeri et al. (2003) irodalmi adatok és saját terepi mérések és modell eredmények alapján létrehozták saját talajveszteség kategóriarendszerüket, mely segítséget nyújthat ahhoz, hogy a talajveszteség térképi ábrázolása során a talajvédelmi szempontok is előtérbe kerüljenek. A következő kategóriákat javasolták:

„– *fenntartható* a talajveszteség üteme $0-2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ között (hiszen átlagosan $2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ értéket adnak meg a szerzők a talajképződés potenciális ütemére vonatkozóan, tehát az ez alatti értékek esetén a talajpusztulás és a képződés üteme egyensúlyban van),
 – *közepes* $2-11 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ között (azaz az optimális körülmények közötti maximális és az aktuális körülmények között elérhető potenciális talajképződés üteme közötti értékek),
 – *nagy vagy extrém* a talajveszteség üteme $11 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ felett (a potenciálisan elérhető maximális talajképződési sebességet meghaladó talajpusztulás üteme nem fenntartható talajhasználathoz vezet).”

3.1.2. Az Erosion 2D/3D modell és alkalmazásai

A talajeróziós modellek irodalmát áttekintve a tápanyag- és humuszáthalmozás mértékének kisvízgyűjtő léptékű meghatározására a német Erosion 2D/3D modellt választottam. A választás okai a következők voltak:

- a modellel lehet lejtő mentén (E2D), valamint parcella szinten és kisvízgyűjtő méretarányban (E3D) szimulálni az eróziót,
- nagy irodalommal rendelkezik, több éves mérési eredmények felhasználásával készült,
- jól definiált és előteremthető bemeneti paramétereket igényel,
- egyesemenyes modell, így alkalmas az eróziót leginkább okozó intenzív nyári záporok okozta talaj- és tápanyagveszteség jellemzésére.

A modell kalibrálásához szükséges talajtani, domborzati, területhasználati, valamint eróziós méréseket a Velencei-hegység egy kisvízgyűjtőjén (Cibulka-patak) Kitka Gergely PhD hallgatómmal közösen végeztük. A modell kalibrációja Kitka G. PhD disszertációjának részét képezte (Kitka 2009).

Az Erosion 2D és Erosion 3D modelleket 1991-ben fejlesztették ki Schmidt és munkatársai a Berliini Szabadegyetem Földrajz Tanszékén. A fizikai alapú modell első verziója az Erosion 2D volt, amely lejtőprofilra becsüli egy természetes csapadékesemény hatására bekövetkező talajeróziót, majd ezt továbbfejlesztve hozták létre az Erosion 3D modellt (Schmidt et al. 1996), melynek moduljait azóta is fejlesztik (Geo Gnostics, www.bodenerosion.com). A modellt először Németországban, Szászországban kalibrálták és validálták az ottani viszonyokra, felhasználva a területre meglévő több évtizedes csapadékadatokat, kiegészítve további mérésekkel 1992 és 1996 között. Az alkalmazás elsősorban mezőgazdasági területekre történt. 1996-ban mindkét modellt integrálták Szászország (tartomány) hivatalos mezőgazdasági talajvédelmi és mezőgazdasági programjába.

A modellt a következő problémák megoldására ajánlják a fejlesztők (Kitka 2009):

- nem pontszerű szennyeződések azonosítására és modellezésére,
- mezőgazdasági területeken lévő talajveszteség becslésére,
- tavakba és folyókba jutó üledék becslésére,
- nagy zivatarok által okozott felszíni lefolyás becslésére,
- mezőgazdasági területhasználat változás hatásának kimutatása a felszíni lefolyásra és a talajveszteségre,
- talajvédelmi beavatkozások, mint pl. füves sávok telepítése, helyének kijelölése, árkok kiépítése, puffer zónák telepítése vagy üledékgyűjtő medencék kialakítása a mozgó üledék felfogására.

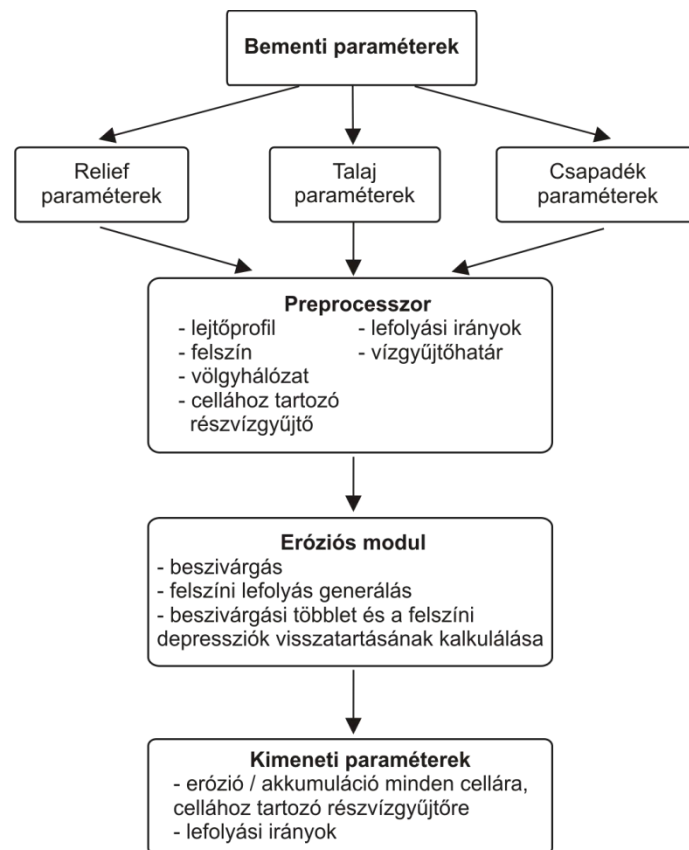
Az E3D lefolyás szimulációjához raszteres állományok szükségesek, amelyek felbontása változó. A legnagyobb felbontás 1m x 1m-es cellanagyságot is megenged. A modell területi érvényessége a szántóföldi parcellától a kisvízgyűjtő (20 km²) léptékig terjed. A modellt futtatták nagyobb vízgyűjtőkre is, de az eddigi tapasztalatok azt mutatják, hogy a kisebb vízgyűjtőkre (néhány km²) alkalmazható inkább sikerrel, mert ebben a méretarányban produkál a valósághoz közelebbi adatokat (Rácz *et al.* 2002; Rácz 2003; Kitka *et al.* 2006; Farsang *et al.* 2008). A modell futtatásához szükséges bemeneti és kimeneti paramétereket a 3.4. táblázatban foglaltam össze.

E3D bemeneti paraméterei	Mértékegység	E3D kimeneti paraméterei	Mértékegység
Felszíni érdesség (Manning féle n)	s/m ^{1/3}	Cella (felszíni lefolyás)	
Talajkohézió (erosion resistance)	N/m ³	Erózió és akkumuláció mértéke az adott cellára	kg/m ²
Szervesanyag tartalom	súly %	Csapadékfelesleg (csapadék, beszivárgás különbsége)	mm/min
Felszín fedettség	%	Részvízgyűjtő (felszíni lefolyás)	
Térfogattömeg	kg/m ³	Átlag abszolút erózió a cellához tartozó részvízgyűjtőn	t/ha
Kezdeti talajnedvesség	Térfogat %	Átlag hordalék lerakódás a cellához tartozó részvízgyűjtőn	t/ha
Fizikai talajféleség (9 szemcseátmérő osztály)	Tömeg %	Átlag nettó erózió a cellához tartozó részvízgyűjtőn	t/ha
Korrekciós faktor a beszivárgási vezetőképességre	-	Részvízgyűjtő (barázda menti lefolyás)	
		Nettó erózió	t/ha

3.4. táblázat Az E3D bemeneti és kimeneti paraméterei és mértékegységei (Schmidt *et al.* 1996)

A modellt két fő komponens alkotja. Az egyik a GIS komponens, a másik a tulajdonképpeni eróziós modul (*Erosion 3D Ver. 3.1.1. 2006; Werner 2003*). A GIS (Preprocesszor) a Digitális Domborzat Modellből (DDM) állítja elő a felszíni lefolyást számoló algoritmus számára a szükséges információkat. Ezen modellegység tartalmazza többek között azt az algoritmust, amely interpolálja a felületet a DDM-ből, valamint azt az algoritmust, amely minden egyes cellára kiszámolja a cellához tartozó vízgyűjtőt (honnan érkezik ráfolyás). A modell ún. eróziós komponense kalkulálja a felszíni lefolyást, valamint az eróziót.

A bemeneti adatok egy elő-feldolgozáson esnek át, amely során a modell három különböző típusú adatfile-t állít össze: a relief adatokat tartalmazó, a talajadatokat tartalmazó és a csapadékadatokat tartalmazó file-t. A modell ezeket felhasználva számolja a beszivárgást, a felszíni lefolyást, a barázdás eróziót (rill erosion) és a barázdák (interill erosion) közötti területekre is a nettó eróziót (3.1. ábra), illetve az üledék szállítását és akkumulációját a felszíni lefolyás szállítóképességének változásának függvényében, 9 szemcseátmérő osztályra lebontva (Kitka 2009).



3.1. ábra Az Erosion 3D felépítése (Kitka, 2009)

A kimeneti paramétereket három csoportba oszthatjuk. A modell adatokat számol cella és a cellához tartozó részvízgyűjtő szinten, illetve a barázdákra, mind a felszíni lefolyásra, erózióra, akkumulációra, mind a hordalék szemcseeloszlására. A kimeneti adatok megjeleníthetők geoinformatikai környezetben (Arc View, Arc Map, Arc/ Info, Surfer) is (Farsang et al. 2005; Kitka et al. 2006).

Az E2D/3D felhasználásai méretarányban jól behatárolhatóak pár 10 ha-os területtől a kb. 10-15 km²-es vízgyűjtőig. Az Odera vízgyűjtőn végzett (136 528 km²) (Deumlich et al. 1999) kutatások során az E3D-t az USLE-val együtt alkalmazták az erózió becslésére és az üledékekkel mozgó N és P vizsgálatára. Az egész vízgyűjtőre az USLE-val modellezték, de kisvízgyűjtő szinten az E3D-t használták. Több scenáriót állítottak fel vizsgálva az eróziót és a N és P mozgást a nagy vízgyűjtőre és a kiválasztott kisvízgyűjtőkre is. Seidel és munkatársai (2006) két kisvízgyűjtőn (Klatschbach, Oberreichenbacher Bach) használták a modellt, kipróbálva, hogy a talaj tulajdonságai és a területhasználat milyen hatással van a felszíni lefolyás mértékére. A hagyományos és a nagyüzemi művelést modellezték két eltérő csapadékidőszakra (május, augusztus) száraz, illetve nedves talajviszonyokra. A lefolyást ugarra, tülevelű erdőre, lombos erdőre és legelőre futatták. Baden-Württemberg tartományban Unterseher és munkatársai (2006) alkalmazták az E3D-t erózióbecslésére. A projekt célja a mintaterület erózióveszélyes részeinek kijelölése volt, valamint modellezni a potenciális eróziót csökkentő tényezők hatásait (pl. művelési mód, termelt növény, területhasználat változtatás). A modellezésbe erózióvédelmi tényezőket építettek be, mint pl.: füves sávok telepítése a völgytalpaknál. A füves sávok eróziócsökkentő hatását modellezte a szászországi Mockritzer Bach vízgyűjtőn (372,91 ha) Rüters is (Rüters 2006). Lengyelországban az AGROGIS keretén belül teszteltek számos talajerózió becslő modellt, köztük az E3D-t is (Jadczyzyn et al. 2003). A program keretében elkészítették Lengyelország erózió által leginkább veszélyeztetett területeinek térképét.

3.2. A szélerózió mérése és modellezése

A széleróziós események alkalmával különböző mechanizmusok hatására a talaj durvább és finomabb részecskéi a felszínen mozgásba jönnek, valamint felemelkedve a felszínről az atmoszférába jutnak és ezáltal káros fizikai és kémiai folyamatokkal terhelik az embert és természeti környezetét. A részecskék által kifejtett hatás függ a szemcsék összetételétől, nagyságától, koncentrációjától és a röppályájuk megtételéhez szükséges időtartamtól, amely folyamatok fizikai hátterét *Bagnold* 1941-es könyvében a mai kor tudományos követelményeinek is szinte tökéletesen megfelelően feltárta.

A szélerózió tudományos megközelítése több irányból és célkitűzéssel történhet. Terepi in situ kísérletekkel és mérésekkel valós szélesemények alkalmával követhetőek nyomon legérzékenyebben a változások (eróziós tük kihelyezése, szediment csapdák elhelyezése stb.) (*Livingstone et al.* 1996; *Szatmári* 2006). A lejátszódó folyamatok aprólékos modellezése szélesatornában lehetséges, ahol tetszés szerint változtatható a széleseesség, a talajparaméterek, a felszín érdessége és nedvességtartalma és még sok egyéb tényező. A szélesatornák két típusa használatos a kutatásban: labor és terepi szélesatorna vizsgálatok (*Lóki* 1994, 2003a, b; *Maurer et al.* 2006, *Bach* 2008). A laborkörülmények közötti vizsgálatok némi hibalehetőséget rejtenek magukban a talaj szerkezetének bolygatása, szállítás közbeni leromlása, valamint az alkalmazott minta előkészítési eljárások (szárítás, törés, szitálás) miatt. A terepi szélesatornával végzett kísérletek már pontosabban közelítik a valós széleróziós értékeket, hátránya viszont jelentős költségigénye, valamint az, hogy a terepi körülmények között végzett vizsgálatok nehezebben standardizálhatók. Az első szélesatorna kísérletek az 1940-es években indultak (*Bagnold* 1941; *Chepil* 1945a, b; *Chepil*, *Zingg* 1953; *Woodruff* 1963; *Borsy* 1972, 1974) elsősorban a szélerózió hatótényezőinek mind pontosabb megértésére, leírására. Napjainkban is számos kutatócsoport vizsgálja szélesatornában a szélerózió törvényszerűségeit, elsősorban a hatótényezők közti matematikai összefüggések feltárására, valamint egyre inkább a széleróziós jelenségek off-site hatásainak becslésére (*Lóki, Szabó* 1996; *Lóki, Szabó* 1997; *Goossens et al* 2000; *Dong et al.* 2004; *Lóki* 2000, 2001; *Maurer et al.* 2006; *Tatárvári, Négyesi* 2013), mely off-site hatások által okozott károk becsült értéke akár 45-ször nagyobb lehet, mint az on-site hatásoké (*Dregne* 1988). A talajvesztés-idő kapcsolatot kínai kutatók vizsgálták laboratóriumi szélesatorna kísérletekkel (*Liu et al.* 2003). Kutatásuk eredményeként megállapították, hogy a frissen szántott talajfelszínen a kezdeti szélesemények okozzák a legintenzívebb eróziót. Később csökken a mértéke, valószínűsíthetően a reziduális nagymértékű aggregátumok miatt.

Hazánkban a homokterületeken fellépő széleróziós tevékenység mennyiségi és minőségi vizsgálatával foglalkozott – terepi mérési adatok felhasználásával – többek között *Bodolay* 1966a, b; *Király* 1970; *Borsy* 1972; *Dikkeh* 1991; *Lóki* 1994, 2003). A XVIII. század második felében, XIX. század elején induló hazai eróziós kutatások is elsősorban a homok területeinkre koncentráltak (*Nagyváti* 1791). A XX. század első felében Westsik, majd Egerszegi is a homoktalajok javításával kapcsolatos kutatási eredményeikkel emelkednek ki (*Négyesi* 2010). A 60-as évek szárazabb időszakainak és a nagyparcellás talajművelésnek köszönhetően fokozódtak a deflációs jelenségek, melyek ráirányították a figyelmet a széleróziós károk jelentőségére. Ez időben a kutatások a szélerózió folyamatával és dinamikájával foglalkoztak, s egyre nagyobb jelentőséget tulajdonítottak a terepi kísérleteknek is. A vizsgálatok azonban továbbra is a homokvidékeket érintették (*Bodolayné* 1965). Csak a '60-as évektől jelentek meg a csernozjom talajaink veszélyeztetettségét vizsgáló kutatások (*Bodolayné* 1966; *Bodolayné et al.* 1976), melyek foglalkoznak a széleróziót befolyásoló talajfizikai tulajdonságokkal is, mint pl. a talajfelszín szerkezete és nedvességállapota. A deflációs jelenségek off-site hatásainak, elsősorban az emberi

egészségre vonatkozó hatásának első említése *Gál* (1974) anyagaiban jelenik meg, aki felhívta a figyelmet arra, hogy a deflációval a laza talajokból olyan mennyiségű finom por kerül a levegőbe, ami már a légutakra is káros hatással lehet. *Borsy* a Debreceni Egyetemen teremtette meg a széleróziós kutatások hagyományait. 1962-től induló terepi kísérletei és az általa kifejlesztett homokfogókkal szerzett eredményei számos elévülhetetlen információt szolgáltatnak a felszínen és a felszín felett különböző magasságokban mozgó szediment mennyiségéről és összetételéről (*Borsy* 1974). Később *Blaskó* és munkatársai (*Blaskó et al.*, 1995) szélerózió érzékenységi vizsgálatai rámutattak, hogy a szélerózió hatásaival a kötöttebb talajokon is indokolt foglalkozni. További komoly előrelépést jelentett az 1:100000-es méretarányú talajtérképek elkészülése, hiszen általuk lehetőség nyílt talajaink defláció veszélyeztetettségének kiértékelésére (*Várallyay et al.* 1979). *Harkányiné* és munkatársai az Állami Biztosítótól kapott adatok feldolgozásával elkészítették Magyarország homokverési térképét (*Harkányiné, Herkó* 1989), valamint vizsgálták a porszennyezés humánegészségügyi hatásait is. Az 1970-ben megépülő laboratóriumi szélsatornával *Lóki* és munkatársai kiterjesztették a széleróziós vizsgálatokat különböző talajtípusokra, s így az Alföld kötöttebb talajaira is (*Lóki, Szabó* 1996, 1997). *Lóki* 1994-es és 2003-es értekezéseiben a szélerózió folyamatának laboratóriumi, szélsatornás vizsgálatait foglalta össze, Magyarország talajait reprezentáló több mint száz talajminta indítási küszöbsebességének meghatározása alapján térinformatikai eszközökkel megszerkesztette hazánk potenciális széleróziós térképét (*Lóki* 2003). *Karácsony* 1992-es munkájában a széleróziós folyamat fizikai törvényeivel foglalkozott, bevezette és értelmezte az erozivitás és erodálhatóság fogalmakat, valamint megépítette és tesztelte a Werotest nevű, a szemcsemozgás laboratóriumi vizsgálatára szolgáló szerkezetet. *Blaskó* és munkatársai (*Blaskó et al.* 1995) kötött talajok, köztük csernozjom talajok defláció érzékenységét laboratóriumi szélsatornában a küszöbsebesség és a talajok fizikai tulajdonságai (szemcseméret) közti összefüggést központba helyezve vizsgálták. *Négyesi* (2010) a szélerózió-veszélyeztetettséget befolyásoló tényezőket elsősorban alföldi mintaterületeken kutatta.

Szegedi kutatók tanulmányaikban az Alföld és ezen belül a Duna-Tisza köze szélerózióval veszélyeztetett területeinek geomorfológiai és klimatológiai vizsgálatával (*Jakucs* 1989; *Keveiné Bárány, Mezősi* 1991; *Mucsi* 1993; *Mezősi, Szatmári* 1996, 1998; *Mucsi, Szatmári* 1998, *Szatmári* 2006), agrogeológiai értékelésével (*Zentay* 1989), a védekezés agrotechnikai módszereivel (*Harmati* 1989), valamint a védekezés erdészeti lehetőségeivel (*Rédei* 1989) foglalkoztak. A szélerózió mértékének meghatározására Magyarországon elsőként alkalmaztak szaltifont (*Szatmári* 2008), és az eredmények felhasználásával széleróziós modellt dolgoztak ki.

Mára a szélerózió kutatás külön ágává nőtte ki magát a szemcsékhez kötődő eolikus anyagtranszport (a szén és tápelemek elmozdulásának) modellezése (lásd 4. fejezet, *Larney* és munkatársai (1998), *Zobeck* és munkatársai (1989), *Strek* és munkatársai (1996) stb).

A széleróziós modellek két nagy csoportját különíthetjük el: az empirikus-statisztikai modelleket (pl. WEQ, RWEQ, WESS, DIN 19706), valamint a fizikai alapú modelleket (pl. WEPS, TEAM). Az empirikus-statisztikus modellezés első lépéseként létrehoztak egy eljárást, amelynek segítségével megadható a szélerózió nagysága egy megművelt parcellán (*Zobeck et al.* 2000, 2003; *Bach* 2003). Ez volt az ún. Széleróziós Egyenlet (WEQ-Wind Erosion Equation):

$$E = f(C, I, L, K, V)$$

ahol E a tényleges éves eróziós veszteség t/ha-ban; C a lokális klimatikus index; I a talaj erodálhatósági indexe; L olyan tényező, amely függ a parcella uralkodó szélirányból tekintett hosszától; K a barázdaérdességi faktor és V a növényzet-borítottsági tényező (*Woodruff, Siddoway* 1965). A klimatikus tényező (C) ráirányította a figyelmet azon összefüggésre, hogy a száraz, szeles felszínek a leginkább veszélyeztetettek. A talaj erodálhatóságának tényezője

(I) egy többé-kevésbé permanens minőségi mutató, mely a felszínen lévő talaj elsődleges szemcseeloszlása, hiszen a küszöbsebesség – amelynél megindul a homokmozgás – a szemcseméret függvénye. Bár az elemi szemcseméret vizsgálata fontos, de a valós folyamatok az aggregátumokon hatnak. Az „I” faktor meghatározásához a „száraz szítálás” eljárását alkalmazták a természetes állapotú talajra. A homokos és vályogos talajok jobban erodálhatóak, hiszen kevesebb agyagfrakciót tartalmaznak, amelyek elengedhetetlenek a nagyméretű és stabil aggregátumok kialakulásához és összetartásához. Az aggregátumok kialakulása érdekesebb felszínt eredményez (K faktor) és ha elég sűrűn helyezkednek el az aggregátumok, akkor védhetik a közöttük lévő finomabb szemcséket is. A leromlott szerkezetű, agyag, agyagos vályog fizikai féleségű talajok esetében azonban ez a védő hatás nem érvényesül. A parcellahossz (L) egy további könnyen változtatható faktor, hiszen a széltörő sövényekkel és mezővédő erdősávokkal tagolt felszíneken kisebb a munkaképes szelek sebessége, mint a csupasz, nagyméretű táblákon (Bartus *et al.* 2013a, b). A felszín érdességi tényezőre (K) kísérletek alapján azt találták, hogy minél érdekesebb a felszín (legalább kb. 6 cm-es mikrorelief-különbséget, vagy barázdamagasságot feltételezve), annál kisebb a felszíni szélesebbesség. A sebességcsökkentő hatás abban az esetben maximális, ha a barázdák az uralkodó szélirányra merőlegesek. A vegetációs faktor (V) a legkritikusabb tényező a széleróziós folyamat szempontjából, hiszen hazánkban – éppen úgy, mint az USA, Ausztrália, vagy Oroszország hatalmas termőterületein – pontosan azokban a hetekben, hónapokban pusztítanak a legerősebb szelek, amikor a termesztett növényzet még gyenge ahhoz, hogy megvédje a felszínt a szélveréstől.

Az egyenlet és annak továbbfejlesztett változata alapján az RWEQ (Revised Wind Erosion Equation) elnevezésű számítógépes szimulációs folyamatmodellt hozták létre a texasi kutatók (Fryrear *et al.*, 2000), amely az első interneten elérhető, ingyenes és parcella szintű szimulációkra alkalmas program volt. A WEQ/RWEQ-val kapcsolatban számos probléma merült fel, pl. nem vette kezdetben figyelembe a vegetáció és a talaj egy éves perióduson belüli változását, nem tudta kezelni a vegetáció, az időjárás, a talaj és az erózió komplex rendszerének kölcsönhatásait, sokkal inkább a szélviszonyokban bekövetkező változásokkal számolt (Szatmári 2006).

Az előzőekben felvázolt problémákra válaszolva az USDA a 80-as évek második felében egy új módszer, a WEPS kifejlesztésébe kezdett, amelyhez további terepi méréseket, empirikus kutatási eredményeket használt fel, valamint a modellt modul rendszerben, személyi számítógépre írták meg (Hagen 1991, 1996; Tatarko *et al.* 1995a).

Az EPIC (Environmental Policy Integratde Climate model) modellt a talajerózió hatásainak modellezésére fejlesztették ki (Sharpley, Williams 1990). A modell alkalmas a talaj-, tápanyag- és növényvédőszer transzport modellezésére, valamint ezek hatásának kimutatására a talajtermékenységre, a termés hozamra, valamint a vízminőségre. Az EPIC modellbe integráltan található egy empirikus-statisztikus szubmodell WESS néven (wind erosion stochastic simulator) a szélerózió becslésére, melyet Kanadában (Alberta) Potter *et al.* (1998), az USA-ban (Texas) Van Pelt *et al.* (2004) validált. Az EPIC talajeróziós modell tesztelését Szeged környékén, egy mezőgazdasági termelés alatt álló területen végezte el Mezősi és Richter (1990, 1991), ahol a széleróziós folyamatot befolyásoló mért és számított meteorológiai paramétereket vetették össze a modell által becsült értékekkel. Az USA-ban dolgozták ki a TEAM (Texas Tech Erosion Analysis Model) folyamatmodellt, amely a szél- és széleróziós paraméterek közötti fizikai-matematikai összefüggések alapján ad becslést a deflációra, akkumulációra, valamint a kiporzás mennyiségi mutatóira (Gregory *et al.* 2004; Bartus *et al.* 2013a, 2013b). Európában német kutatók hozták létre a WEELS (Wind Erosion on European Light Soils) modellt, mellyel angol és német adatbázisok felhasználásával szélerózió-veszélyeztetettség szimulációkat végeztek (Böhner *et al.* 2003).

A fenti, nemzetközi szinten is jelentős széleróziós modellek sora ezzel még nem teljes, és létezik számos nemzeti módszer, ill. alkalmazás is. Ilyen a Németországban a

szélerózió veszélyeztetettség becslésére alkalmazott szabvány is, a DIN 19706 (Bach, Duttmann 2006) (3.5. táblázat).

Az 1980-as évek elejére számos kutatócsoportot kezdett el foglalkoztatni a kérdés, hogy a szediment transzport (mennyi anyag erodálódik, szállítódik, deponálódik) kvantifikálásán túl, az elszállított anyagnak milyen az összetétele (Zobeck, Fryrear 1986; Zobeck et al. 1989; Larney et al. 1998; Sterk et al. 1996; Leys, McTainsh 1994; Bach 2008). Ezen tanulmányok azonban a mai napig az esettanulmányok szintjén maradtak.

Modell	Megjelenés, referencia	Kimenet	Alkalmazások
WEQ	Woodruff, Siddoway 1965	közepes évi talajveszteség (kg/ha/év)	Zobeck, T. et al. 2003, M. Bach 2003, Szatmári J. 2006
RWEQ	Fryrear et al. 2000	közepes évi talajveszteség (kg/ha/év)	Van Pelt et al. 2004 Szatmári J. 2006
WESS	Sharpley, Williams 1990	egyeseményes/közepes évi talajveszteség (kg/ha)	Potter et al. 1998 Van Pelt et al. 2004
DIN 19706	DIN 2003	talaj erózió veszélyeztetettségi térkép	M. Bach, R. Duttmann 2006. Bartus et al. 2013a, b.
WEPS	Hagen, L.J. 1991	egyeseményes/közepes évi talajveszteség (kg/ha)	Hagen, L.J. 1996 Tatarko, J. et al. 1995a, Funk et al. 2004 Szatmári J. 2006
WEELS	Warren, A. 2000	netto transzportegyenleg (kg/ha)	Böhner J. et al. 2003
TEAM	Gregory, J.M. et al. 2004	egyeseményes/közepes évi talajveszteség (kg/ha)	M. Bach 2003 Bartus et al. 2013a, b.

3.5. táblázat Széleróziós modellek áttekintése

4. A víz- és szél-erózió szerepe a feltalaj humusz- és elemáthalmozódási folyamataiban

4.1. A vízerózió hatása

Hazánk mezőgazdaságilag hasznosított területeinek több mint egyharmada (megközelítőleg 2,3 millió hektár) érintett vízerózióval (*Stefanovits, Várallyay* 1992). A vízerózió okozta átlagos éves talajpusztulás mértékéről az egész országra vonatkozóan több kutató is publikálta becsléseit. *Erődi* és munkatársai (1965) szerint az évente lepusztuló talajtömeg megközelítőleg 50 millió m³, mely 1,5 g/cm³-es átlagos térfogattömeggel számolva megközelítőleg 75 millió tonnának adódik; *Thyll* (1992) szerint ez az érték sokkal magasabb, közel 170 millió tonnára tehető, melyből 1,8 millió tonna a termékeny feltalajból származik; *Németh* és munkatársai (1994, 1997) 80-110 millió tonnára becsülték az egy év alatt távozó talajmennyiséget.

A felszíni lefolyásban a víz akár a talaj legfelső 10–25 mm-es rétegével is kapcsolatba léphet (*Sharpley* 1985). Így egy erősebb, intenzívebb eső nagy mennyiségben ragadhat magával a talajfelszínről oldott anyagokat, makro-szemcséket, kolloidokat és szerves anyagokat. Ezzel pedig óriási tápanyagvesztést okoz a termőterületeken, felesleges tápanyag felhalmozódást a szedimentációs területeken, ill. tápanyagterhelést a felszíni vizekben (*Duxbury, Peverly* 1978). A talajerózió tápanyag- és humuszáthalmozó tevékenységének on-site és off-site hatásai is vannak. Az erózió következtében fellépő tápanyagszökkenés on-site hatása jól ismert, hiszen a feltalaj tápanyag koncentrációja meghatározza a növények fejlődését, így az erodált területeken hiányos lesz a növényborítás, a talaj erodálhatósága ezáltal tovább nő, a tápanyagok nem állnak rendelkezésre a növények számára, a termésátlagok csökkennek.

A talajanyaggal együtt távozó makro-tápanyagok mennyiségi becslésére több eredmény is rendelkezésre áll, ugyanakkor a szervesanyag- (humusz) és a mikroelemek (pl. Cu, Zn, esetleges toxikus elemek) talajerózió okozta átrendeződésének mértékével kevesebb tanulmány foglalkozik. *Várallyay* és munkatársai (2005) szerint 1,5 millió tonna szervesanyag, 0,2 millió tonna N, 0,1 millió tonna P₂O₅ és 0,22 millió tonna K₂O talajaink éves erózió okozta tápanyag vesztesége. *Thyll* (1992) becslései szerint 1 mm talajjal egyidejűleg 250 kg humusz, illetve 90 kg pétisónak, 165 kg szuperfoszfátnak, valamint 130 kg kálisónak megfelelő N-, P- és K-tápanyag távozik hektáronként a területekről. Más becslések szerint az erodált talajjal akár 9 kg·ha⁻¹·év⁻¹ N, 5,5 kg·ha⁻¹·év⁻¹ P vagy 26,6 kg·ha⁻¹·év⁻¹ K veszhet el és okozhat máshol felhalmozódva problémát (*Centeri, Császár* 2005). A növényi tápanyagok közül a N és a P sorsát, veszteségeit, környezetterhelését kíséri megkülönböztetett figyelem. A 2005. évi kockázat elemzés (*Nemzeti Jelentés* 2005) ugyanakkor azt mutatta, hogy a diffúz tápanyagterhelés szempontjából a hazai felszíni vizek vonatkozásában a tápanyagformák közül a foszfor sokkal kritikusabb, mint a nitrogénterhelés, így a makroelemek közül munkámban is elsősorban a P transzport folyamataival foglalkozom.

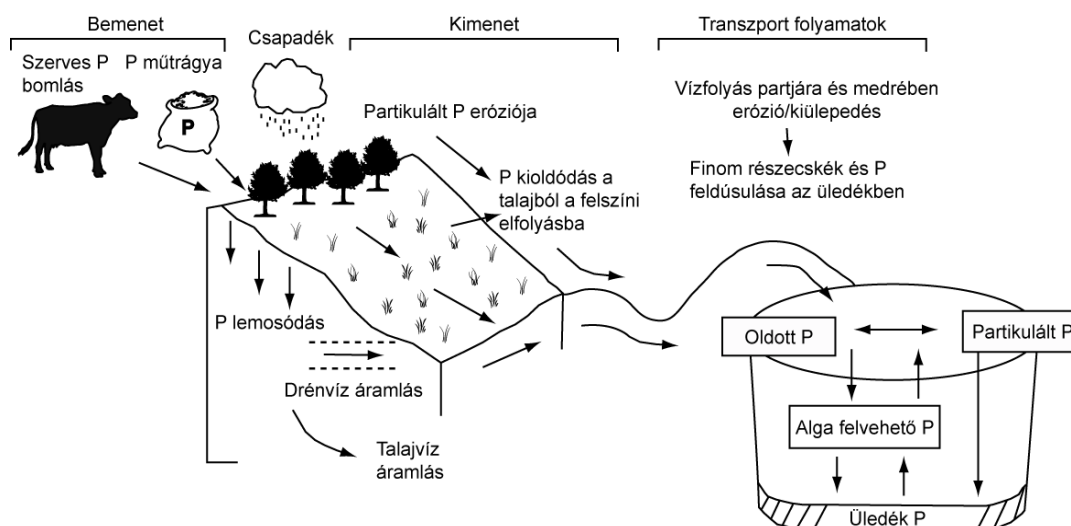
Az MTA FKI kísérleti telepein (Bakonynána, Pilismarót) *Kertész és Góczán* 1980-tól végeztek talajerózió méréseket. A mérések eredményeiről több hazai, ill. nemzetközi fórumon is beszámoltak (*Kertész* 1992, 1995; *Góczán, Kertész* 1990). Az eróziómérő állomáson folyó mérések fő célja a mezőgazdasági hasznosítású lejtős felszínek talajeróziós folyamatainak vizsgálata, környezetkímélő hasznosításának előmozdítása. Vizsgálták a felszínre jutó csapadék- és olvadékvíz hasznosulását, valamint a felszínre juttatott műtrágya sorsát is. A vizsgálataikból kitűnik, hogy a lemosott anyagban nagy volt a Ca⁺ aránya, valamint hogy a kiszórt műtrágya eltérő mennyisége a lefolyásmintákban is követhető volt. A lemosódott anyag mechanikai összetétele a talajtakaró és a talajképző kőzet szemcseméret eloszlásával korrelált. 1989-ben indult az ún. „Balaton-projekt” egyik célja a talajerózió által okozott talaj- és tápanyagvesztés mérések alapján való becslése volt a Balaton északi

részvízgyűjtőjén (Örvényesi-Séd), valamint a talaj- és tápanyagbevitel jelentőségének tisztázása a Balaton ökörendszerének szempontjából (Várallyay, Dezsény 1979; Dezsény 1982, 1984; Jolánkai 1982, 1984, 1986).

Gimeno-Garcia és munkatársai (2000) a mediterrán területeket sújtó erdőtüzeket követő eróziós és elemátrendeződési folyamatokat vizsgálták. Kísérleti parcellákon (40 x 20 m) mesterséges tüzeket idéztek elő, majd a tüzet követően hat erozív csapadékesemény hatására vizsgálták a talajvesztéséget, valamint az elem lemosódás mértékét. Megállapították, hogy minél intenzívebb volt a tüzesemény, annál erőteljesebb volt az erózió a parcellákon (erős tűz után 4077 kg/ha, közepes tüzet követően 3280 kg/ha, kontroll parcella 72,8 kg/ha). A szervesanyag és a tápanyag veszteség is szoros kapcsolatot mutatott a tűz erősségével. A tűzzel érintett parcellákon a felvehető P veszteség 11,7-24,2 mg/m², összes N veszteség 1,46-1,59 g/m², a K⁺ pedig 103,9-178,5 g/m² értéket adott, míg a kontroll parcellán csupán 0,137 mg/m² volt a felvehető P, 0,023 g/m² az összes N és 0,42 a K⁺ veszteség. A szervesanyag veszteség 36,6-39,9 g/m² között volt az égetett területeken, a kontroll parcellán csupán 0,59 g/m². Diaz és munkatársai (2012) spanyolországi vízgyűjtőn a távozó üledék csapdázásával következtettek a vízgyűjtőt elhagyó elem mennyiségre. A P veszteséget 2,77 g·ha⁻¹·év⁻¹, a mikroelemek közül a Cu veszteséget 0,65 g·ha⁻¹·év⁻¹, a Zn veszteséget pedig 2,28 g·ha⁻¹·év⁻¹ nagyságrendűre becsülték (Diaz et al. 2012).

4.1.1. A foszfor transzport folyamatai, a mezőgazdasági eredetű P terhelés kockázatai

A mezőgazdasági területeinkről a foszfor felszíni elfolyással és erózióval mozoghat a felszíni vizekbe, a felszín alatti vizekbe pedig lemosódással kerülhet (4.1. ábra). E folyamatok intenzitása a talaj P fixáló adottságain és a domborzati viszonyokon túl szoros összefüggésben van a szerves- és műtrágya használat mértékével. Hazánkban a műtrágyahasználat a 90-es évektől megfigyelhető visszaesést követően, napjainkra a mezőgazdaság fellendülésével együtt ismét növekedésnek indult. A talajgazdagító műtrágyázás következtében azonban akár nagyságrendekkel is megnövekedhet az erózió és az elfolyás révén a felszíni vizekbe jutó foszfor mennyisége. Mivel ezen veszély potenciálisan nagy területeket érint, így a talaj P veszteségeinek megítélésakor egyre inkább a környezetvédelmi vonatkozások kerülnek előtérbe. Felszíni vizeink diffúz terhelése döntően a mezőgazdasági eredetű P terheléssel azonosítható. Az eutrofizáció már 0,01 mg/l oldott P koncentrációnál is végbemehet (Osztoics et al. 2004a, b), így a P koncentráció bármilyen növekedése felszíni vizeinkben jelentős kockázattal jár. A vizeinkbe kerülő egyes P-formák hatása ugyanakkor eltérő, hiszen az erodálódó talajrészecskékben ill. felületükön megkötött foszfor a felszíni vízig jutva kevésbé felvehető az algák számára, mint az oldható frakció. Ugyanakkor a befogadó vízben végbemenő lassú deszorpciós folyamatok az erodálódott foszfort fokozatosan felvehetővé alakítják. A mezőgazdasági eredetű foszfor környezetvédelmi vonatkozásairól többek között Jolánkai (1982, 1984), Sisák és Máthé (1993), Szabó (1998), Csató et al. (2003), Várallyay és munkatársai (2005), valamint Kovács és munkatársai (2012) közleményei tájékoztatnak.



4.1. ábra P transzport a mezőgazdasági területekről a felszíni vizekbe (Sharpley, Menzel 1987)

A talaj felszínéről elfolyással távozó vízben a foszfor oldott formában (dissoluble P, DP) és erodálódott talajrészecskéhez kötődő (ún. partikulált P) formában található (4.1. ábra). Lejtős területeken a magas P-tartalmú talajokon, ill. a gyenge P-ellátottságú területeken a szerves- és műtrágyázást követően is a környezetvédelmi szempontú gazdálkodást több tényező figyelembe vétele mellett kell tervezni. Meg kell például határozni azon talajtulajdonságokat, melyek a P megkötődés mértékét befolyásolják, a P-transzport folyamatok szabályozásában részt vesznek. Figyelemmel kell lenni a csapadék gyakoriságára, mennyiségére, intenzitására, a P adagra és a P kijuttatás módjára, s a potenciális talajerózióra. Az USA néhány államában a környezetvédelmi szempontú gazdálkodás egyik lépése a talaj kritikus könnyen oldható P tartalomra vonatkozó határértékek megfogalmazása volt (4.1. táblázat).

Állam	Kritikus érték	Javaolt gyakorlat
Arkansas	150 mg/kg Mehlich-3 P	150 mg/kg talaj P érték felett: 1: P ne legyen kijuttatva semmilyen formában 2: Felszíni vizek partjánál pufferzóna kerüljön kialakításra 3: Legelők pillangós felületése a P-felvétel előmozdítására 4: Állandó talajtakarás biztosítása az eróziós károk csökkentésére
Oklahoma	150 mg/kg Mehlich-3 P	30 és 130 mg/kg talaj P között: A P-adag 50%-a 8%-nál nagyobb lejtőjű területen 130 és 200 mg/kg talaj P között: A P-adag 50%-a minden területen 200 mg/kg felett: A kijuttatott P mennyisége ne haladja meg a növényi P felvételt
Ohio	150 mg/kg Bray-I P	150 mg/kg talaj P érték felett: 1: Intézkedések az erózió mértékének csökkentésére 2: Csökkenjen, ill. szűnjön meg a P-kijuttatás
Michigan	75 mg/kg Bray-I P	75 mg/kg talaj P érték felett: A kijuttatott P mennyisége ne haladja meg a növényi P felvételt 150 mg/kg talaj P érték felett: P ne legyen kijuttatva semmilyen formában
Wisconsin	75 mg/kg Bray-I P	75 mg/kg talaj P érték felett: 1: Foszfort a P-igényes talaj alá a forgóban 2: Kijuttatott szerves trágya mennyiségének csökkentése 150 mg/kg talaj P érték felett: Szervestrágya-kijuttatás szüneteltetése

4.1. táblázat A talaj kritikus könnyen oldható foszfortartalom értékei és a javasolt tápanyag-gazdálkodás az USA egyes államaiban (Sharpley et al. 1994)

A fenti tényezőket figyelembe véve az erózió és a felszíni elfolyás során keletkező foszfor-terhelés becslésére *Lemunyon és Gilbert* (1993) javasolták és kidolgozták a potenciális foszforveszteség indexet (PI, Phosphorus Index). A foszfor index egy szemi-kvantitatív eszköz a mezőgazdasági területek foszforveszteségének, valamint az ebből származó felszíni víz terhelésének becslésére. Az index magában foglalja az erózióval elmozduló, a felszíni elfolyással (oldott és szemcsékhez kötődő) távozó, valamint felszín alatti vizekbe mosódó P kockázatokat is. Az index számításakor a nemzetközi szakirodalomban alkalmazott paramétereket, faktorokat két csoportba oszthatjuk: az ún. forrás faktorokra (mint pl. a talaj P tartalmi értékei, a szerves és műtrágyázás hozzáadott P tartalma, a növényi maradványokkal talajon maradt P stb.), valamint a transzport faktorokra (mint pl. erózió, felszíni elfolyás, és kimosódás). A gyakorlatban *Sharpley* (1994, 1995) alkalmazott először PI számításokat vízgyűjtőre. Ezt követően a legtöbb ország kidolgozta a saját gyakorlatának (pl. különböző P ellátottsági mérési módszerek) megfelelő PI meghatározást, mely legtöbbször alapját mind a komponenseknek, mind a szerkezetet illetően az ún. Pennsylvania PI jelentette (*Lemunyon, Gilber* 1993). A jelenleg alkalmazott P-index verziók (pl. Iowa, Dánia, Norvégia, Svédország) az egyes faktorok között additív és multiplikatív megoldásokat egyaránt tartalmaznak. A PI alkalmazásokban is megfigyelhetők a különböző méretarányokban történő kutatások. *Sharpley et al.* (2001) pl. egy 2 m² nagyságú parcellára számolt P-indexet egy 30 perces nagy intenzitású csapadék hatására. Kísérletei során megállapította, hogy exponenciális összefüggés van a PI és a transzport faktor, valamint az oldott P-tartalom között. Számos kutatás során értékelték a különböző P-indexek segítségével a parcellák növényborítottsági értékeinek, talajművelési módoknak, P kijuttatási módoknak és adagoknak stb. szerepét a felszíni vizek P terhelési kockázataiban. Tábla szinten és kisvízgyűjtő szinten is számos kutatás értékelte, tesztelte a P-indexek eredményességét. Ezen kutatások közül *Sharpley* (1995) 30 különböző nagyságú vízgyűjtőn (0,1-125 ha) 16 éven át tartó kutatásai emelendők ki, mely során a P veszteséget is monitorozta (0,1-5 kg P /ha/év). Az eredeti P-index(ek) létrehozásakor fő feladat volt, hogy segítségükkel meghatározhatók legyenek azon területek, táblák, ahol a P veszteség kockázata magasabb, mint más területeken. Ezen indexek az „uniformizált”, egységes parcellákon, vízgyűjtőkön jól teljesítettek, de a nagyobb, diverzebb, sokféle alakú és lejtőszögű lejtőt, többféle talajtípust, összetett talajművelési módokat stb. magában foglaló vízgyűjtőkre használatuk nem volt megfelelő. *Coale* és munkatársai (2002) ezt felismerve dolgozták ki a Maryland PI-t, melyet 1999-2000-ben 646 reprezentatív helyszínen teszteltek. A PI indexek módszertani fejlődését tovább serkentette, hogy hamarosan felmerült az igény arra is, hogy ne csak néhány ha-os vízgyűjtőkre, hanem regionális léptékben (1:100 000-től 1:250 000) is alkalmazhatók legyenek, hiszen a nemzeti digitális adatbázisokat felhasználva a területi tervezésben hasznos információkhoz juthatunk ez által. *Birr és Mulla* (2001) *Lemunyon és Gilbert* (1993) P-indexét dolgozták át, és alkalmazták 60 nagy területű vízgyűjtőre (3 000-540 000 ha) az Egyesült Államok területén. Az eredmény térképeken az egyes vízgyűjtők különböző PI-vel jelentek meg.

Annak érdekében, hogy helyes intézkedéseket tegyünk a felszíni vizek P-terhelésének kontrolljában, csökkentésében, ismernünk kell a szennyező területről érkező P-veszteségek mértékét meghatározó folyamatokat, vízgyűjtő szinten többek között a domborzati viszonyok szerepét, számszerűsíteni kell a P-veszteséget, meg kell határozni e veszteség fő forrásait és útvonalait. Az USA és Kanada területein már a 70-es évektől induló, a skandináv országokban pedig a 80-as évekre visszanyúló kutatások foglalkoznak a mezőgazdasági művelés alatt álló kisvízgyűjtők P-veszteségének becslésével (4.2. táblázat). A szerzők többsége a P-veszteség mennyiségét a felszíni elfolyás mennyiségének és a felfogott, csapdázott üledék P-koncentrációjának segítségével becsülte.

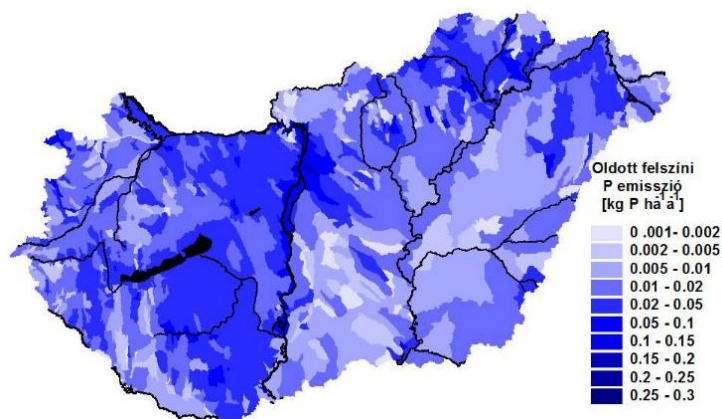
Ország	Összes P kg/ha/év	Oldható P kg/ha/év	Szerző
Dánia	0,23-0,34	-	Kronvang et al. 1995
	-	0,08	Graesboll et al. 1994
Finnország	0,9-1,8	-	Rekolainen 1989
	-	0,15-0,4	Pietilainen, Rekolainen 1991
Ontario, Kanada	0,17-0,22	-	Bolton et al. 1970
Új-Zéland	0,1-4,9	-	Sharpley, Syers 1976
Minnesota, U.S.A.	0,11-0,68	-	Burwell et al. 1977
New York, U.S.A.	0,9-30,7	-	Duxbury, Peverly 1978
Svédország	0,01-0,6	0,01-0,3	SEPA Report, 1997
Svájc	0,6-1,9	-	Stamm et al. 1997.
Anglia		0,03-3,7	Catt et al. 1998
Norvégia	0,7-1,4	-	Ulen et al. 1991
Németország	0,5-2	-	Behrendt et al. 2003
Portugália, Spanyolország	10	-	Torrent et al. 2007
Görögország	5	-	Torrent et al. 2007
Franciaország, Olaszország	15-20	-	Torrent et al. 2007
Ausztria, Magyarország	0,001-1	-	Kovács et al. 2012

4.2. táblázat Az agrár eredetű P-veszteség becsült értékei néhány európai országban, az USA egyes államaiban, Kanada és Új-Zéland területén (Zaimes, Schultz 2002)

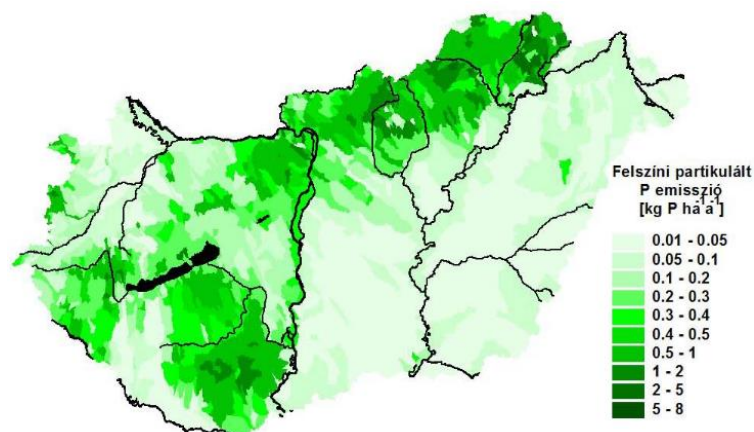
Nagy különbségeket mutatnak az egyes országok becslései az összes P-terhelésből a mezőgazdasági terhelés részarányát tekintve is: Dániában 39%-ra becsülik, Norvégiában 54%, Svédországban 73%, Finnországban 79 % (Németh *et al.* 1994; Csathó *et al.* 2003; Várallyay *et al.* 2005). Németország területére végzett számítások alapján Auerswald és Haider (1992) a felszíni vizek P terhelésének diffúz forrásain belül a talajerózió által szállított P arányát több mint 75%-ra becsülik. Mérésekkel is alátámasztották, hogy Németország területén a talajba juttatott foszfor akár 31 %-a erózió következtében az élővizekbe jut (Isringhausen 1997; Duttmann 1999), s hogy a diffúz, főként mezőgazdasági eredetű P veszteség kevesebb, mint 50 kg P km²/év és akár több, mint 200 kg P km²/év is lehet (Buczko, Kuchenbuch 2007). Diaz és munkatársai 2,77 g/ha/éves átlagos P veszteséget becsültek (Diaz *et al.* 2012). A P-terhelések nagy különbségei természetesen több tényezőre is visszavezethetők: a talaj P-veszteségét befolyásolja annak feltöltöttségi szintje, az időjárási tényezők (csapadék mennyisége, intenzitása, gyakorisága stb.) a domborzati viszonyok és a művelési mód. Ennek megfelelően a legnagyobb veszteségeket a Dél-európai, mediterrán országokra becslik, bár ezen becslések igen bizonytalanok (4.2. táblázat) (Torrent *et al.* 2007). Kovács *et al.* (2012) ausztriai (Wulka vízgyűjtőre) és magyarországi (Zala folyó vízgyűjtője) mintaterületeken modellezte a vízfolyások mezőgazdasági eredetű PP (particulate phosphorus) terhelését. Megállapította, hogy a Wulka vízgyűjtő mintegy 2,8%-nyi területére koncentrálnak azon cellák, melyeken az évi P veszteség meghaladja az 1 kg/ha/év értéket és az összterületnek csupán mintegy 12%-a felelős a P terhelés mintegy 96%-ért! A Zala vízgyűjtőn a terület mintegy 6,1%-ról származik a P terhelés 98%-a. Becslések szerint Magyarországon 10% az agrár P-terhelés aránya (Jolánkai 1982, 1984; Csathó *et al.* 2003; Csathó *et al.* 2007). Ennek oka még mindig a szennyvizek kezelés nélküli közvetlen felszíni vizekbe juttatása, a lakossági terhelés magas részaránya. A jelenlegi, környezetvédelmi szempontból is igen fontos intézkedések (szennyvíztisztítók megépítése, a települések csatornázása) a felszíni vizekbe kerülő P mennyiségének jelentős csökkenését és ezen belül a mezőgazdasági eredetű terhelés arányának növekedését eredményezi majd.

A P-vegyületek vízben gyengén oldódnak, oldat formájában alig mozognak, kilúgozódásuk csekély mértékű. A felszíni vizekbe tehát elsősorban nem oldat formájában, hanem felszíni lefolyással, talajszemcsékhez kötve jutnak (Osztóics *et al.* 2004.). A partikulált-P a hagyományos talajművelés mellett a szántóterületről távozó összes P veszteségnek mintegy 75-90%-át teszi ki (Sharpley, 1995), de vannak esőztető kísérleteken alapuló megállapítások, melyek a talajfelszínről elmozduló összes P tartalomban a részecskékhez kötött mozgó P arányát több mint 90%-ra teszik (Mollenhauer *et al.* 1985). Ugyanakkor a gyepterületekről és erdők alól elfolyó víz sokkal kevesebb talajrészecskét tartalmaz, s a szállított P ebben az esetben főleg oldott P-ból áll (Sharpley, Menzel 1987; Sharpley *et al.* 1992; Osztóics *et al.* 2004). Mindezekből kiindulva a talaj foszfortartalmát már több korábbi munkában is használták arra a célra, hogy a talajszemcsék térbeli átrendeződését, azaz a talajeróziót, sőt esetenként az erózió térbeli különbségeit, mintázatát kimutassa (Kuron 1953; Duttman 1999), mintegy talajerózió indikátor elemként használja.

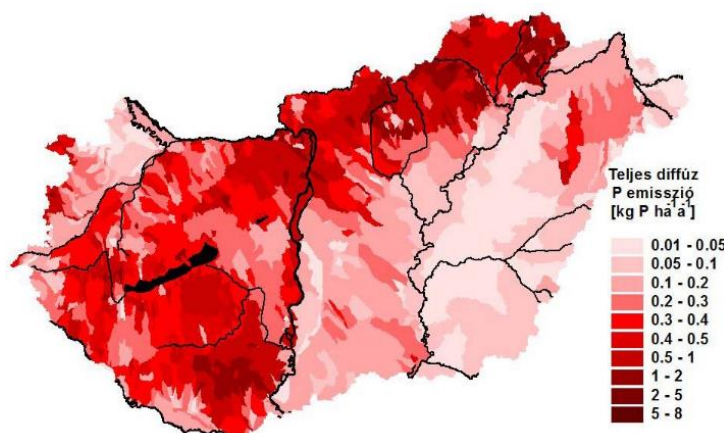
Magyarország teljes területére a diffúz terhelésekből származó tápanyag, s mindenek előtt P emissziókat Kovács Ádám és munkatársai (BME VKKTI) modellezték (Kovács *et al.* 2006). Számításaik során együtt kezelik a felszíni vizek potenciális terhelési forrásait (mezőgazdasági területeken felhalmozódó tápanyagok, szikkasztott szennyvizek) és a terjedést befolyásoló transzport mechanizmusokat (hidrológia, topográfia, talaj, stb.). Végeredményként a terhelések vízgyűjtőléptékű abszolút becslését kapták. Az eljárás két módszer kombinálásával számítja a kisvízgyűjtők foszfor emisszióit. Az egyik módszer a MONERIS modell (Modelling Nutrient Emissions into RIver Systems), ami egy nagyléptékű empirikus eljárás, s amelyet közepes és nagy vízgyűjtők (100 km²-nél nagyobb terület) diffúz tápanyagterheléseinek meghatározása érdekében fejlesztettek ki. A másik, egy szennyezési potenciálemzés, amely elemi cella szintű és a vízgyűjtőjellemzők részletes térbeli információin alapszik. A két módszer összekapcsolása lehetővé tette az emissziók meghatározását valamennyi cellára, azaz a nagyléptékű terhelések térbeli eloszlása vált ismertté. Az összes diffúz foszfor emisszió hat különböző forrás, ill. útvonal összegződésként keletkezik, nevezetesen a légköri kiülepedés, a felszíni lefolyás, az erózió, a mesterséges drénrendszerek, a talajvíz és a városi területek. A számításhoz nyolc alaptérképet használtak fel: domborzati térkép; lejtés térkép; talajtérkép, területhasználati térkép, vízgyűjtő térkép, humusztartalom térkép, foszfortöbblet térkép, csapadéktérkép. Eredményül létrehozták a vízgyűjtők fajlagos oldott felszíni foszfor emisszió, partikulált felszíni foszfor emisszió, és összes diffúz foszfor emisszió (1998-2000) térképét (Kovács *et al.* 2006) (4.2.-4.3.-4.4. ábra).



4.2. ábra Vízgyűjtők fajlagos oldott felszíni foszfor emissziója (1998-2000) (Kovács *et al.* 2006)



4.3. ábra Vízgyűjtők fajlagos partikulált felszíni foszfor emissziója (1998-2000)(Kovács et al. 2006)

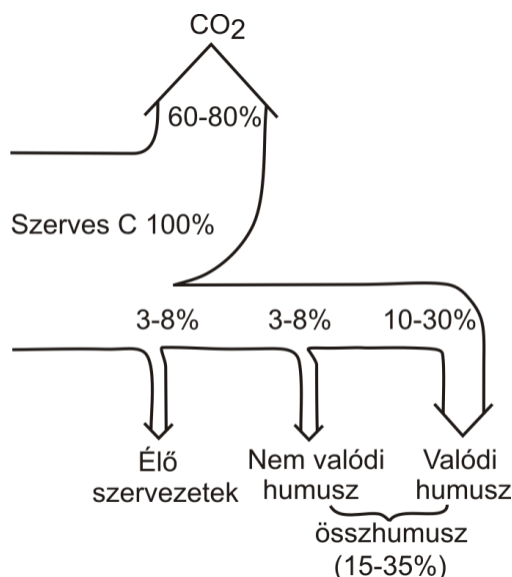


4.4. ábra Vízgyűjtők fajlagos összes diffúz foszfor emissziója (1998-2000) (Kovács et al. 2006)

A fenti eredménytérképek (4.2.-4.4. ábra) alapján a magyarországi vízgyűjtők esetében Kovács és munkatársai (www.vizeink.hu/files/302mell.pdf) jelentésükben megállapították, hogy a felszíni oldott foszfor emissziók 0,001 és 0,3 kg P ha⁻¹év⁻¹ értékek között változtak. A kis adszorpciós kapacitású és nagy lefolyási hányadú területek rendelkeztek nagy fajlagos emissziókkal. A felszíni partikulált foszforemissziók jelentik a legnagyobb hányadot az összes emisszióból. Ez megfelel a foszfor környezeti viselkedésének, azaz a felszíni, erózió általi lemosódásnak. Az értékek 0,01 és 8 kg P ha⁻¹ év⁻¹ értékek között mozogtak. Elsősorban a nagy lejtésű, nagy adszorpciós kapacitású területek járulnak hozzá legnagyobb mértékben a P terhelésekhez.

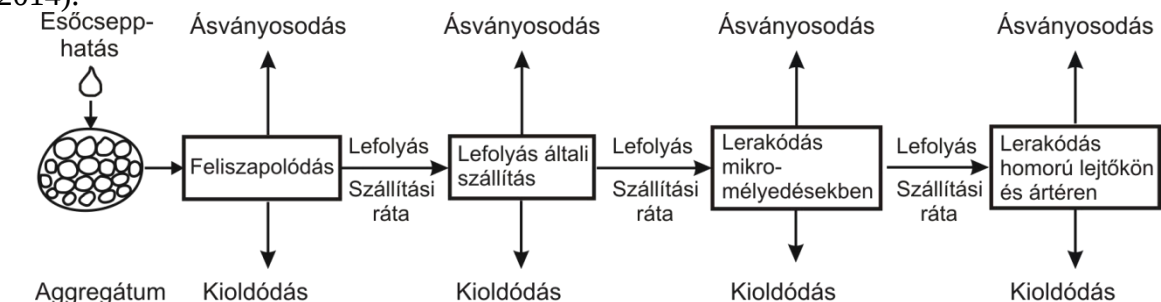
4.1.2. Erózió által mozgatott szén

A talaj, mint a harmadik legnagyobb szénraktár az óceáni és a geológiai után (Jakab, Kertész 2014), jelentős mennyiségű szenet tartalmaz. A felső 1 m vastagságú rétegében négyszer több szén található, mint a teljes növényi biomasszában. A talaj széntartalmának, szénraktározó képességének változása több szempontból is sarkalatos kérdés napjainkban. Meghatározó szerepe van a talaj fizikai és kémiai tulajdonságainak alakulásában, a vízgazdálkodási tulajdonságaiban, valamint termékenységében. Ugyanakkor meghatározó a légköri CO₂ koncentráció szempontjából is, hiszen a talajba kerülő szerves C tartalom lebomlási, humuszosodási folyamatai révén keletkező CO₂ 60-80%-a a légkörbe távozik (4.5. ábra), mely folyamatok intenzitására a talajművelés mikéntje jelentős hatással van (Lal 2005).



4.5. ábra A talajba került szerves maradványok C tartalmának sorsa az átalakulás során (Stefanovits et al. 1999)

A talajművelés mellett a talajerózió okoz nagyobb mértékű csökkenést a talaj széntartalmában (Centeri, Császár 2003; Bádonyi 2006; Farsang et al. 2010; Borcsik et al. 2011; Jakab et al. 2014a, b; Centeri et al. 2014). A lepelerozió a talaj felső, legnagyobb humusztartalmú részeit pusztítja (Kertész 2004), de a szelektív erózió következtében, valamint a humusztartalom térbeli és összetételbeli heterogenitása miatt a lehordódott talajanyagban a különböző minőségű humuszanyagok eltérő módon dúsulnak (Borcsik et al. 2011; Farsang et al. 2012; Nagy et al. 2012). Az erózió által megmozdított C sorsát tekintve különböző folyamatok tanúi lehetünk (4.6. ábra). Amennyiben a hordalék a vízgyűjtőn belül áthalmozódik, majd eltemetődik, széntartalma hosszabb távra kilép a szén körforgalomból (Jakab et al. 2014a). Egyes szerzők szerint (Stallard 1998; Smith et al. 2001) tehát a talajerózió mint szén csapda funkcionál, s az éves eltemetődés miatt kb. 0,6-1,5 Gt/év szén csapdázódását prognosztizálják a Föld felszínén. Más tanulmányok azonban éppen a talajerózióval megmozgatott szén intenzívebb feltáródásáról, és a légkör fokozottabb CO₂ terheléséről számolnak be (Lal 2005), aminek következtében a felszabaduló CO₂ az atmoszférikus CO₂ koncentrációt globálisan éves szinten akár 1 Gt/év mennyiséggel emeli. Lal (2005) tanulmányában fel is teszi a kérdést: „A talajerózió forrása vagy süllyesztője a légköri CO₂-nak?” A kérdésre természetesen a cikk szerzője sem adott egyértelmű választ, hiszen mint Lal is megállapítja, a talajeróziós folyamatok négy szakaszában más és más a szerves szénre ható részfolyamatok (mint pl. kioldódás, mineralizáció, szállítódás, eltemetődés stb.) lesznek hangsúlyosak. Ennek következtében a válasz a kérdésre helyspecifikus hosszú-távú terepi mérésekkel adható meg (Jakab, Kertész 2014, Jakab et al. 2014).



4.6. ábra Az erodált talaj szerves szén tartalmának sorsa az eróziós folyamat négy szakasza során (Lal 2005 nyomán)

A felhalmozódás térszínein a szerzők (Nagy et al, 2012; Lal 2005) agyagásvány (montmorillonit) és szerves szén felhalmozódásról számolnak be, valamint megállapítható az is, hogy az áthalmozódó szerves szén mennyisége jól korrelál a szediment agyag tartalmával (Fuchs et al. 2010). A talajerózióval lemosódó oldott szerves szén mennyiségét széles skálán becslik a kutatók. Az Észak-amerikai és európai tanulmányokban az oldott szerves szén (DOC) veszteséget 1-100 kg/ha/év közé teszik, átlagosan 4,7 kg/ha/év értékkel. Spanyolország Murcia tartományának egyik vízgyűjtőjén Romero-Diaz és munkatársai 6,1 kg/ha/éves átlagos C veszteséget becsültek (Romero-Diaz et al. 2012). Veum és munkatársai 16 évig tartó tartamkísérlet során vizsgálták három vízgyűjtőn a lemosódó szerves szén mennyiségét (Veum et al. 2009). A három teszt terület közül az egyik nem volt művelve, a másikon vetésforgóban különböző mezőgazdasági növényeket termesztettek, a harmadikban pedig füves sávokat ültettek puffer zónaként. A DOC veszteség 12,9-50 kg/ha/év között változott, átlagosan 16,6 kg/ha/évnek adódott. Megállapították továbbá, hogy a füves sávok telepítése mintegy 8,4%-os csökkenést eredményezett a lefolyásban.

4.1.3. Humusz- és elemfeldúsulás az erózióval mozgó szedimentben

Az erózióval mozgó elemek feltalajban, vagy üledékben való dúsulásának mértéke feldúsulási faktorok (FF) segítségével becsülhető meg. Annak ellenére, hogy a feldúsulási faktornak, mint fogalomnak nincs egységes definíciója a talajtani vizsgálatokban, a feldúsulási faktor megközelítést széles körben alkalmazzák a fémek feldúsulásának vizsgálatára a legkülönbözőbb talajok esetében (Covelli, Fontolan 1997; Blaser et al. 2000; Sterckeman et al. 2006). A feldúsulási faktor (FF) a következő módon számolható:

$$FF = C_{\text{szed}}/C_{\text{talaj}},$$

ahol C a kérdéses elem koncentrációja (mg/kg) a csapdázott szedimentben (szed) és a feltalajban (0-5 cm) (talaj), ugyanazon a mintavételi helyen. Ha a feldúsulási faktorok értéke 1 körüli vagy az alatti, akkor a kérdéses fém nem dúsul az erózióval elmozduló szedimentben, ha értéke egynél nagyobb, akkor a fém feldúsul. A természetes, pedogenetikus feldúsulás általában nem eredményez kettőnél nagyobb feldúsulási faktor értéket, így ennél nagyobb feldúsulási faktor érték esetén jelentős antropogén hozzájárulás feltételezhető a felszíni szintben (Facchinelli et al. 2001).

A felületi elfolyásban az erodálódott talajrészecske transzportja részecskeméret függő, az elfolyó vízzel nagyobbbrészt az agyagfrakció és a kolloid méretű szerves anyag mozdul el. Ennek következtében az erodálódott talajrészecske elem- és humusztartalma és szorpciós kapacitása nagyobb, mint az eredeti talajé. A talajainkat érő erózió okozta tápanyagvesztesség (ill. „megfordítva” az erózió bázist súlytó makro- és mikroelem-terhelés) becslésének tehát az egyik kulcskérdése, hogy az adott területen milyen mértékű az elmozduló szedimentben a humusz, ill. a makro- és mikroelemek feldúsulása. Ennek becslésére számos szakirodalomban találhatunk példát a feldúsulási faktorok (FF) számítása alapján (Massey, Jackson 1952, Romero-Diaz et al. 2012). Az FF értéke minden esetben függ a vizsgált elem tulajdonságaitól (pl. adszorpciós képessége, oldhatósága stb.), a talaj tulajdonságoktól (pl. pH, agyagtartalom, humusztartalom stb.), de a domborzati paraméterektől és az erózió mértékétől is (Massey, Jackson 1952; Farsang, Barta 2004; Farsang, Barta 2005; Farsang et al. 2008). Az erózió mértéke és a feldúsulási faktor értékek közötti összefüggést Massey és Jackson (1952) írta le, miszerint

$$\ln(FF) = a + b \cdot \ln(SED), \text{ ahol}$$

FF feldúsulási faktor

a, b együtthatók

SED lehordódott szediment mennyisége (kg/ha).

Az erózió mértéke és a P feldúsulási faktor közti összefüggést *Sharpley és Smith* (1989) egyes csapadékeseményekre bekövetkező talajlehordódást követően az alábbi egyenlettel adta meg:

$\ln(\text{FF}) = 1,21 - 0,16 \cdot \ln(\text{SED})$, azaz $\text{FF} = 3,35 \cdot \text{SED}^{-0,16}$, ahol

FF P feldúsulási faktor

SED talajlepusztulás (kg/ha/csapadékesemény)

Rogers (1941) vizsgálata szerint egy iszapos vályogtalajon a P-dúsulási együttható 1,3 volt az összes elemtartalomra, és 3,3 a könnyen oldható ($0,001\text{ M H}_2\text{SO}_4$ -oldható) P-tartalomra. *Sharpley* (1985) hat különböző talajtípuson végzett mesterséges esőztető kísérleteket követően megállapította, hogy a Bray-1 módszerrel oldható P ($\text{FF}=2,45$) és a labilis-P feldúsulása ($\text{FF}=2,89$) az üledékben erőteljesebb volt, mint a többi P formáé ($\text{FF}=1,48$). A C feldúsulás értékei 2,00-nak adódtak. *Duttmann* (1999) 1996 és 1997-ben több mint 120 szediment mintában vizsgálta az agyag, a szervesanyag és a P feldúsulását. A jellemző feldúsulási faktorok agyag esetében 1,47, a szervesanyag esetében 1,25, a P esetében (P_2O_5) pedig 1,78 voltak. Összefüggést állapított meg az FF_{agyag} és az FF_P között, miszerint $\text{FF}_P = 0,556 (\text{FF}_{\text{agyag}}) + 0,444$. Magyarországon *Sisák és Máté* (1993) a korábban idézett P feldúsulási értékeknél magasabb FF_P értékeket mért (átlagosan 6,8) a Zala vízgyűjtőjén.

A talaj mikroelemeinek szelektív eróziójával, az erózióval elmozduló szedimentben való feldúsulási értékekkel – tekintettel talajbeli koncentrációjukra és környezeti relevanciájukra - kevés tanulmány foglalkozik. *Boy és Ramos* (2005) két eltérően művelt szőlő parcellán határozták meg az elmozduló szedimentben a Zn és Cu koncentrációt, majd vetették össze a talaj Cu és Zn koncentrációjával. A talaj átlagos Cu koncentrációja 35 mg/kg, a Zn koncentrációja pedig 142 mg/kg volt. Nyolc erozív csapadékesemény során vizsgálták az erózió Zn és Cu szelektivitását. A szedimentben mért réz koncentrációk minden mérés esetében magasabbak voltak, mint a talajban mért értékek. Az egyes csapadékesemények átlagos FF_{Cu} értékei 1,9-6,0 között alakultak. A Zn feldúsulás kisebb mértékűnek adódott, az FF_{Zn} értékei 1,0-2,2 között változtak. A szerzők a feldúsulási faktor értékek és az agyag frakció között, valamint a szervesanyag tartalom között tártak fel pozitív összefüggést. *Romero-Díaz és munkatársai* (2012) spanyolországi vízgyűjtőn csapdázott szediment anyagának vizsgálatakor azt tapasztalták, hogy a mikroelemek (a Cu kivételével) magasabb feldúsulási indexet mutattak, mint a makroelemek. A P feldúsulási faktora vizsgálataikban 0,5, a C 0,8, a N és a K 1,0, míg a Zn FF értéke 5,4 volt (*Romero-Díaz et al.* 2012).

A talaj szerves széntartalmának feldúsulása a hordalékban időben és térben igen változékony, függ a csapadékeseménytől, a területhasználatától, domborzati viszonyoktól stb. Esetenként a talaj szerves széntartalmának térbeli változékonyságára erőteljesebb hatással van a művelésmód, mint az erózió (*Evans* 2002; *Farsang, M. Tóth* 2003). Mivel a humusz kisebb fajsúlyú, mint a talaj ásványi részei, ezért az a megmozdított talajanyagban jelentős, akár az in situ talajhoz képest ötszörös mennyiségben jelenik meg (*Lal* 2005; *Jakab et al.* 2013). *Schiettecatté et al.* (2008) a szerves szén szállítódását vizsgálta laboratóriumi esőszimulátoros kísérletekben. Agyagos vályog talajokon végzett kísérleteik alapján megállapították, hogy a barázdás (rill) eróziós folyamatok és a barázda közti (interrill) eróziós folyamatok hatása a szerves szén szedimentben történő feldúsulása tekintetében ellentétes hatásúak. Míg a rill erózió nem szelektív a szerves szén szállítása tekintetében, az interrill erózió során a feldúsulási faktor értékek (FF_{OC}) 0,9-2,6 között változtak (*Schiettecatté et al.* 2008).

4.1.4. Elemelmozdulás – a talajerózió, a lejtőalak és a területhasználat kapcsolata

A lejtő menti elemelmozdulást – a talajerózióhoz hasonlóan és azzal összefüggésben – számos tényező befolyásolja. Az ez irányú vizsgálatok elsősorban a lejtőalak, a talajművelés, valamint a területhasználat és a növényborítottság tápanyag áthalmozódásra gyakorolt hatásait helyezik a központba. *Centeri és Császár* (2005) a felszínborítás, valamint a lejtőszakasz és a talaj foszfortartalma közötti kapcsolatot vizsgálta négy mintaterület vízgyűjtőin. A kijelölt területeken a lejtők felső, középső és alsó harmadán vizsgálták a talaj tápanyag ellátottságát a területhasználattal összefüggésben. Megállapították, hogy a különböző növény borítottságú lejtő harmadokon jelentkező foszfortöbblet az erózió nagyságának felszínborítástól, lejtőhelyzettől, kitettségétől stb. függő előrehaladott állapotát jelzik. A vizsgált felszínborítások közül a füves parlag rendelkezett a legjobb talajvédő hatással, s még az akác alatt is regisztráltak kismértékű P lemosódást. A kapás kultúrák védik a legkevésbé a talajt a foszfor lemosódástól.

A kis- és közepes vízgyűjtőterületek növényi tápanyag- és vízmérlegének becslése terén úttörő munkát végzett *Jolánkai* (1982, 1984). Munkájában egyváltozós függvénykapcsolatot állított fel a vízgyűjtőterületről származó növényi tápanyag kimosódás és az átlagos évi felszíni lefolyás között. A vízgyűjtő területi növénytakaró változás lefolyás módosító és növényi tápanyag kimosódás módosító hatásainak feltárására *Déri* (1986) készített átfogó tanulmányt. A vizsgálathoz felhasznált adatok 19, a Balaton felszíni vízgyűjtőrendszerének részét képező, 10 km²-től 2600 km²-ig terjedő nagyságú vízgyűjtőterületre vonatkoznak. Korrelációs számításokat követően megállapította, hogy a vízgyűjtőterületről lefolyó víz, valamint a kimosódó növényi tápanyag és szennyezőanyag mennyiségének alakulásában a csapadéjárás, valamint a hőmérséklet egyaránt szerepet játszik. A nagy koncentrációjú növényi tápanyagterhelés általában az aszályos, meleg években alakult ki. A területhasználat változással kapcsolatos megállapítások közül kiemelendő, hogy a vízhozam (lefolyás) növekedés a vizsgált vízgyűjtők vonatkozásában akkor vált erőteljessé, amikor a rét és a legelőterület aránya 60-70 %-nál nagyobb lett. 30-40%-nál kisebb erdőborítottság esetén a lefolyás ugrásszerűen megnövekedett. A P és a N hozamok nagymértékű növekedése 50%-nál kisebb mértékű erdőborítottság esetében alakult ki.

Kitka és munkatársai (2008) a Velencei-hegységben kiválasztott területre terepi felmérésekkel, légifotók és térképek segítségével rekonstruálták az elmúlt 17 év területhasználatát. A területre kalibrált modellel 6 lépésben szimulálták, hogy az eredeti területhasználatról hogyan lehet egy optimálisabb területhasználati jelleg felé közelíteni. A modellezés során kiemelték a vízgyűjtő erózióinak leginkább kitett területeit, valamint a víz- és talajvédelmi lehetőségeket is beépítették. A víz- és talajvédelmi prioritások figyelembe vétele mellett a modell eredményekben 9 év alatt távozó üledékmennyiség 29 035 kg-ról 17 363 kg-ra csökkent. Az eróziós ráta 13,2 t/ha/évről 8,1 t/ha/év-re módosult. A legnagyobb csökkenés elsősorban a kiemelten erózióveszélyes területeknél volt a legfeltűnőbb (4.3. táblázat).

	Kilépő üledéktömeg (kg)	Átlag nettó erózió (t/ha/év)
1. szcenárió (történeti területhasználat)	29035	13,20
2. szcenárió (legrosszabb eset)	646702	296,00
3. szcenárió (1998-2000. területhasználat)	47480	21,70
4. szcenárió (2000-2005. területhasználat)	18631	8,42
5. szcenárió (2005-2007. területhasználat)	18631	8,42

4.3. táblázat Kisvízgyűjtő léptékű vízerózió modellezés öt különböző szcenárióra vonatkozó végeredménye (Kitka et al. 2008)

Tamene és Vlek (2007) Etiópia egyik erózió sújtotta területén vizsgáltak két vízgyűjtőt, melyek területe 1700 ha és 1900 ha volt. A GIS alapú különböző területhasználati optimalizációk következtében beállított területhasználati javaslat alkalmazásával a talajeróziót 60%-kal sikerült csökkenteniük.

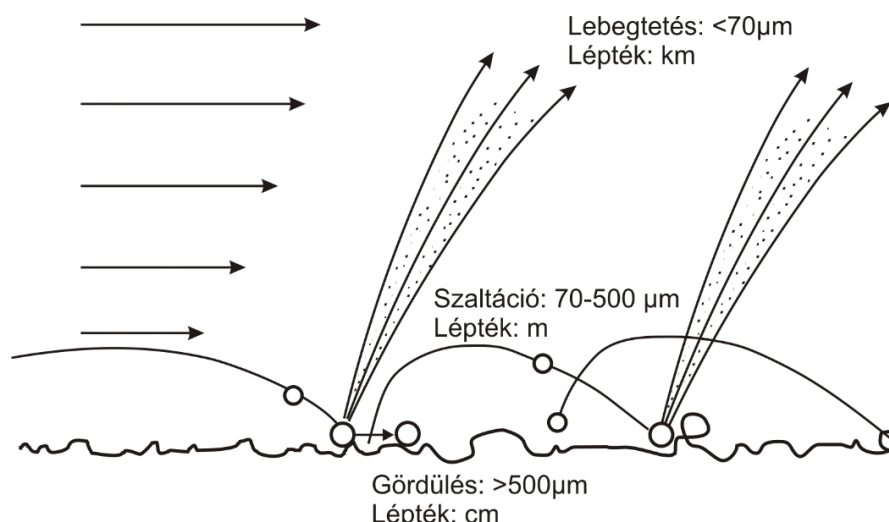
4.2. A szélerózió hatása talajaink elemforgalmára

Bár több kutatás is megerősíti, hogy a széleróziós károk nem csupán a homok területeket érintik, hanem más, homokos vályog, vályog fizikai féleségű talajokon is jelentős károk keletkezhetnek (*Bodolayné*, 1966; *Bodolayné et al.* 1976; *Lóki, Szabó* 1996, 1997; *Lóki* 2000, 2003; *Bach* 2008), a nemzetközi kutatások mégis elsősorban az arid, szemiarid területek homoktalajaira koncentrálnak (*Van Donk, Skidmore* 2001; *Marsi et al.* 2003), Magyarországon pedig hosszú ideig az Alföld futóhomok területei álltak a vizsgálatok központjában (*Borsy* 1972; *Szatmári* 1997, 2005; *Lóki, Schweizer* 2001; *Mezősi, Szatmári* 1998; *Mucsi, Szatmári* 1998). Szélcsatorna kísérletekre alapozva mind nemzetközi, mind pedig hazai kutatások sora foglalkozott a különböző fizikai féleségű talajok defláció érzékenységének vizsgálatával. *Movahedan és munkatársai* (2012) a homok fizikai féleségű talajon $212 \text{ kg/m}^2/\text{év}$, homokos vályog talajon $3,5 \text{ kg/m}^2/\text{év}$, agyagos vályog talajon pedig $2,3 \text{ kg/m}^2/\text{év}$ talajvesztéset mértek. *Lóki* (2003) 123 hazai talajmintán végzett szélcsatorna kísérletsorozattal határozta meg a különböző fizikai féleségű talajok küszöbsebességét. A homok talajokra (23 minta) $6,18 \text{ m/s}$, a homokos vályog talajokra (22 minta) $8,58 \text{ m/s}$, a vályog talajokra (50 minta) $9,28 \text{ m/s}$, az iszapos agyagos vályog talajokra pedig (7 minta) $9,84 \text{ m/s}$ kritikus indítósebesség átlagértékeket kapott (*Lóki* 2003).

4.2.1 A humusz és makro-, mikroelemek deflációs transzport folyamatai, a defláció off-site hatásai

Mint a fenti összegzésből is kitűnik, a széleróziós kutatások kezdetben elsősorban a szediment transzport számszerűsítésére törekedtek, annak meghatározására, hogy a különböző környezeti és antropogén hatások függvényében mennyi anyag erodálódik, szállítódik és rakódik le. Azonban fontos kérdés az elszállított anyag mennyiségén túl a transzportálódott anyag elemösszetétele, szervesanyag és esetleges szennyezőanyag tartalma is. E téma komolyabb vizsgálata a nemzetközi szinten a '80-as években indult meg (*Zobeck, Fryrear* 1986, 1989; *Zobeck et al.* 1989; *Larney et al.* 1998; *Bach* 2008). Ezen korai vizsgálatok a szediment szemcseméretét, valamint táp- és szervesanyag feldúsulási faktorát vizsgálták a csapdázott magasság függvényében. Később *Zobeck* és munkatársai (1986) újabb kutatásuk eredményeként megállapították, hogy a különböző mezőgazdasági művelési módok nem csak a szélfúttá üledék mennyiségére, hanem a magasságbeli eloszlására is hatással vannak (*Zobeck et al.* 1986, 1989). *Lóki* (2003) laboratóriumi szélcsatorna kísérletei alapján megállapította, hogy az ugráltatott hordalékszállítás a jól osztályozott futóhomoknál és a különböző genetikai talajtípusoknál másképpen megy végbe. A futóhomok esetében a szemcsék többsége (80-90%-a) ugráló mozgással halad előre (4.7. ábra). Niger területén végzett kutatásokat *Sterk* (1996), aki munkatársaival különböző magasság-intervallumokat különböztetett meg, az alapján, hogy melyik részecskeszállítási mód a meghatározó:

1. szaltáció domináns (0-0.15 m)
2. szaltáció és lebegtetés egyforma fontosságú (0.15-0.85 m)
3. lebegtetés domináns (0.85-1 m)
4. csak lebegtetés (1 m -).



4.7. ábra A szélrózsió fő szállítási módozatai tekintettel a szemcseátmérőre és a szállítási távolságra (Lóki (2003) és Mendez et al. (2011) nyomán)

Sterk et al. (1996) számításai szerint a legnagyobb tömegű tápanyagvesztés az első magasság osztályban következik be. Ez a kisebb aggregátumoknak köszönhető, melyek csak szaltálva képesek elmozdulni, ugyanakkor nagyobb tömegüknel fogva több tápanyag mobilizálódik velük. A 4. osztályba tartozó részecskék ugyan egy nagyságrenddel alacsonyabb tápanyag tömegfluxust mutatnak, ám sokkal messzebbre juthatnak a levegőben, ezáltal visszanyerhetetlenné válik az a tápanyag mennyiség, ami így mobilizálódik (Sterk et al. 1996).

Nigériában folytattak kutatásokat Bielders és munkatársai (2002). Vizsgálataik középpontjában a szélfúttá üledék mennyiségének lineáris változása állt a szélút függvényében. Megállapították, hogy a művelt földeken akár 76 m hosszan is folyamatosan nő a szél által elhordott üledék mennyisége, ám ha műveletlen területre ér, 20 méteren belül lerakódik. A mobilissá vált talaj tápanyag tartalma a szántóföldön a távolsággal csökkent, a műveletlen területre érve pedig a távolsággal nőtt. A problémára javaslattal éltek, mely szerint a szélirányra merőlegesen nagyjából 20 m széles nem művelt, füves, bokros sávokat kellene telepíteni a szántóföldek közé, ezzel megakadályozva a nagy távolságokra való elszállítás (Bielders et al. 2002).

A szélrózsiós kutatásokat tekintve Sankey és munkatársai (2012) az elsők között voltak, akik az eredeti és a csapdázott talaj szemeloszlását a tápanyag koncentrációkkal hasonlították össze. Statisztikai módszerekkel a mintavétel időpontja, a talajdevezesség, szél erősség, a tápanyagvesztés értékei és a minták szemeloszlása közötti összefüggéseket értékelték. Távérzékelési adatokkal is vizsgálták a mintaterületet, a vegetáció változásának céljából. Kutatásuk fő profilja az égett talajfelszínek tüzesemény utáni eróziója és annak hatására bekövetkező tápelem változások voltak (Sankey et al. 2012).

Karácsony (1992) és Movahedan (2012) kísérleteikkel rámutattak, hogy a teljes szélrózsiós tömegtranszportban, egy természetes szélrózsiós folyamat esetében, a por részarányát általában 10-20 %-nak tekinthetjük. Ezt alátámasztotta Szatmári (2006) a por részarányára vonatkozó WEPS modellezésen alapuló eróziós kimeneti állománya is, mely szerint a Duna-Tisza köze egészét tekintve 15 % körüli érték lehet jellemző. Szatmári becslései alapján az általa vizsgált időszakban (1997. április) 10-11 millió tonna por kerülhetett a légkörbe, vagyis az általában alkalmazott 1 ha-os területegységre számítva 15 t/ha poremissziót jelentett erre az egyhavi, igen élénk szeles periódusra. Összehasonlításképpen Gross, J. et al. (2004) tanulmányukban beszámolnak egy 11 órás időtartamú terepi mérésről, amikor a szélesség folyamatosan 9 m/s átlagérték körül volt,

azaz meghaladta az indítási küszöbsebességet és ebben az időszakban a poremisszió 2,3 t/ha körülinek bizonyult. A por leggyakrabban előforduló „off-site” hatásait és ezek hatásterületeit *Riksen (2004)* és *Goossens et al. (2003)* foglalta össze (4.4. táblázat). Az USA-ra vonatkozó kárérték-számítások a folyamatok közül az élőlények egészségkárosodásával kapcsolatos folyamatok arányát 50 %-nál is nagyobbra becsülik, melyben a por és a kapcsolódó kemikáliák kiülepedésével kapcsolatos folyamatok együttesen közel 30 %-kal, míg az infrastruktúra, valamint a lakossági életterek védelme és rehabilitációja megközelítőleg 10 %-kal szerepelnek.

Az atmoszférában egyre növekvő mennyiségű és fokozódó közegészségügyi problémát jelentő porszenyezéssel foglalkozó tudományos publikációk – melyeket többek között *Riksen (2004)*, valamint *Goossens (2002)* foglaltak össze – egyre hosszabban sorolják a potenciálisan fellépő betegségeket: szembántalmak, bőr irritáció, nehézlégzés és egyéb légzőszervi rendellenességek, mint pl. az asztma. A mezőgazdasági területekről erodálódott por a legkülönbözőbb mikroszkopikus organizmusokat is magával szállítja jelentős távolságokba is, mint pl. vírusokat, baktériumokat, spórákat (*Riksen 2004*). Az ember légzőszervi traktusai a 10 mikronnál nagyobb szemcséket hatékonyan ki tudják szűrni, így ezek általában nem jutnak be a belső szervekbe, viszont a szűrés hatékonysága a szemcsemérettel együtt csökken. A legújabb orvosi kutatások a PM_{2,5}-öt (2,5 mikronnál kisebb szemcsék) teszik felelőssé számos szív- és érrendszeri megbetegedésért. Epidemiológiai kutatások bizonyítják, hogy a PM₁₀ 10 µg/m³-es koncentráció-növekedése az idő előtti elhalálozásban 0,5-1,5 %-os növekedést okoz, amennyiben az emberi szervezet csak időszakosan kerül kapcsolatba a porszenyezéssel és akár 5 %-os is lehet az elhalálozási arány növekedése olyan helyeken, ahol folyamatosan szennyezett a levegő. A tanulmányban idézett nyugat-európai kutatók számos esetben tapasztaltak akut légzési problémákat a jelenetős kiporlási időszakokban és a legalább egy órán át folyamatosan magas, 150 µg/m³-es PM₁₀ koncentrációnál húzzák meg a veszélyességi határt (*Szatmári 2006*).

A szálló por értékeinél egyértelműen látszik az Alföld településeinél mért tavaszi maximum. A két megye (Csongrád, Bács-Kiskun) teljes vizsgált területére, 1997-re az összes elérhető poremissziós adatait értékelte *Szatmári (2006)*, ami alapján azt a következtetést vont le, hogy az uralkodó szél (ÉNY) haladási irányában, a kifújási területtől D-DK-re elhelyezkedő településeken a szálló por értékek extremitásai jelentkezők. A kifújási területtől – vagyis a portömeg származási helyétől – inkább K-re, pl. Kecskeméten és Kiskunfélegyházán, illetve inkább D-DNY-ra elhelyezkedő településeken, pl. Baján, Kalocsán az ülepedő por kiugróan magas értékei a jellemzőek. *Szatmári megállapítja, hogy „egy rendkívül összetett és hatásában még nem kellően felismert veszélyességű rendszerről van szó, amelynek ok-okozati feltáró vizsgálata, a veszélyforrások lehetséges kezelési módszereinek tudományos megalapozottságú kidolgozása és már ezzel egy időben a védekezés kézenfekvő egyszerű lehetőségeinek alkalmazása, vagy az uralkodó szélirányokban az évtizedek óta előírt, de végre nem hajtott fásítási programok elindítása halaszthatatlan, mert nem a távoli jövő generációi, hanem már közvetlenül saját gyermekeink számára tesszük lakhatatlanná és élehetlenné települési környezetünket”!* A deflációs események hatására bekövetkező szerteágazó „on-site” és „off-site” hatásokat *Goossens et al. (2003)* és *Bach (2008)* nyomán a 4.4. táblázatban összefoglalva mutatom be.

„on-site” hatások	„off-site” hatások
Talajdegradáció a finomabb talajrészecskék szelektív elhordása a talajfelszínről, a durvább frakció felhalmozódása szervesanyag elhordás tápanyag veszteség a talajfelszín vízkapacitásának csökkenése talajszerkezet romlása akkumulálódott eolikus homok és por a talajképződési	Rövidtávú hatások látástávolság csökkenése, közlekedés veszélyeztetése talajanyag felhalmozódása az úttesten, az út-menti árkokban, csatornahálózatban porfelhalmozódás a lakókörnyezetben, házakban por behatolása különböző technikai eszközökbe, gépekbe, járművekbe mezőgazdasági hasznos növények minőségi romlása

„on-site” hatások	„off-site” hatások
folyamatokat befolyásolja (eltemetett talajok)	a porfelhalmozódás következtében
Abrázio okozta károk a növényi hajtások direkt abrázioja, termés minőségi és mennyiségi romlása szélerózió kitakarhatja a gyökereket	Hosszútávú hatások a por belélegzése okozta légzőszervi megbetegedések nehézfémek és más potenciálisan toxikus anyagok felhalmozódása, táplálékláncba kerülése a talaj- és felszíni vizek kontaminálódása a talaj- és felszíni vizek eutrofizációja
További kárhatások növényi károkozók (talajszemcsékhez kötött) átmozgatása eddig még nem érintett területekre növényi hajtások betakarása talajakkumuláció a parcellahatárokon, vízelvezető árkok feltöltődése	

4.4. táblázat A deflációs események hatására bekövetkező „on-site” és „off-site” hatások
Goossens et al. (2003), valamint Bach (2008) nyomán módosítva

4.2.2. Humusz- és elem-feldúsulás a deflációval mozgó szedimentben

A szélerózió által okozott tápanyag és szervesanyag elhordás számszerűsítése mind a szélerózió off-site környezeti hatásainak értékelésében, mind pedig az on-site hatások, pl. az okozott gazdasági kár (tápanyagpótlás) megítélésében rendkívül fontos. Neemann (1991) becslései szerint egy erős szélesemény alkalmával talajtípustól és a feltalaj tápanyag tartalmától függően akár $10\text{--}162\text{ kg ha}^{-1}\text{ N}$, $30\text{--}246\text{ kg ha}^{-1}\text{ P}_2\text{O}_5$, $27\text{--}237\text{ kg ha}^{-1}\text{ K}_2\text{O}$, $35\text{--}210\text{ kg ha}^{-1}\text{ MgO}$, és $115\text{--}642\text{ kg ha}^{-1}\text{ CaO}$ hatóanyagban kifejezett tápanyagvesztés is sújthatja a mezőgazdasági területeket. Rendkívül fontos gazdasági és környezetvédelmi tényezőről van tehát szó, ha meggondoljuk, hogy Magyarországon a széleróziótól erősen veszélyeztetett területek aránya mintegy 17 %, a kis és közepesen veszélyeztetetté együttesen pedig meghaladja az ország területének 40%-át (Lóki 2003).

A növényi tápanyagok közül a nitrogén, foszfor és a kálium sorsát, veszteségeit, környezetterhelését kíséri megkülönböztetett figyelem. A kiindulási talaj, valamint a szél által elszállított szediment tápanyagtartalma közötti összefüggést a feldúsulási viszonyaikkal jellemezhetjük (Zobeck, Fryrear 1986). Számos kutatásban a feldúsulási faktort, mint a talaj termékenység csökkenési indexét használják (Larney et al. 1997). Junran és munkatársai (2009) a szélerózió hatását a talaj szemcseeloszlás változására tekintettel vizsgálták Új-mexikói mintaterületen tartamkísérletekben. Megállapították, hogy már 2 év alatt a feltalaj textúrája érzékelhetően, kimérhetően durvábbá vált, a $250\text{--}500\text{ }\mu\text{m}$ -es szemcsék aránya megnőtt a feltalajban, míg az $50\text{--}125\text{ }\mu\text{m}$, valamint az $50\text{ }\mu\text{m}$ alatti tartomány szignifikánsan csökkent. Hasonló tendenciát követett a finom frakcióhoz kötődő vizsgált elemek viselkedése is.

Leys és McTainsh (1994) Ausztráliában végzett kísérletei során a széleróziós események kapcsán fellépő szediment-elmozdulásban 16-szoros N- és 11-szeres szervesanyag-feldúsulást regisztráltak. Ezen értékek gazdasági, ill. tápanyag-utánpótlási szempontból sem elhanyagolhatóak.

Sterk és munkatársai (1996) nigeri terepi kísérleteiben a tápanyag-elhordódás és a szedimentszállítási magasságok közötti összefüggéseket vizsgálták. Megállapították, hogy a szaltálva szállított talajrészecskék szerepe a tápanyag-áthalmozásban fontos, valamint hogy a 0,5 m-rel a terepszint felett elhelyezett szedimentcsapdákban összegyűlt anyagban a kiindulási talajanyaghoz képest háromszoros volt a tápanyag-feldúsulás, a 2 m magasan elhelyezett csapdákban viszont már 17-szeres.

Ezen kutatások túlnyomó része elsősorban a homok fizikai féleségű talajtípusokra koncentrál. A szélerózió azonban nem csak a homokterületeken okozhat és okoz károkat, hanem a finomabb fizikai féleségű talajfelszíneken is, mint pl. a leromlott szerkezetű csernozjom talajokon. Különösen a kora tavaszi gyér növényborítottság melletti szélerózió okoz jelentős veszteségeket a tápanyagmérlegben.

Larney és munkatársai (1997) kanadai mintaterületen (Alberta állam) agyagos vályog csernozjom talajokon végeztek két mintaterületen széleróziós kísérleteket. A szél által kifújott szedimentet 25 cm magasan elhelyezett csapdáknál fogták meg, a kiindulási talajfelszín felső 0-2,5 cm-ből mintákat véve feldúsulási faktorokat határoztak meg. Kísérleteiket 1991, 1992 és 1994 folyamán végezték. A feldúsulási faktorokat többek között az összes N, az összes és felvehető P, valamint a szerves széntartalomra és a homok, iszap, agyag tartalomra határozták meg. Méréseik azt mutatták, hogy az összes N tartalom egyértelműen dúsult a szél által mozgatott szedimentben, a mért feldúsulási faktorok 1,03-1,4 között változtak és minden mérés esetében meghaladták az 1-et (4.5. és 4.6. táblázat).

Talaj összetevők	Feldúsulási faktor értékei a mozgatott üledékben					Talajfelszín* 1992.03.31.
	1991.12.06.	1991.12.09.	1991.12.10.	1991.12.11.	1991.12.16.	
Összes N	1,03	1,03	1,05	1,04	1,06	1,44 g/kg
Szerves C	0,97	0,96	0,97	0,97	1,00	15,1 g/kg
Oldható P	1,04	1,02	0,99	0,85	0,85	13,1 µg/g
Szervetlen N	0,43	0,47	0,46	0,47	0,64	49,3 µg/g
Ca	0,87	1,01	1,03	1,04	1,07	15,5 cmol/kg
Mg	0,78	0,92	0,95	1,00	1,03	3,70 cmol/kg
K	0,92	0,93	0,91	0,95	0,99	1,04 cmol/kg
Homok	0,92	0,98	0,97	0,99	0,93	32,0 %
Vályog	1,34	1,30	1,31	1,32	1,39	29,4 %
Agyag	0,81	0,79	0,79	0,76	0,76	38,6 %

4.5. táblázat Csernozjom talajt ért széleróziós események alkalmával mért feldúsulási faktor értékek, 1991. december, 1. parcella. *Talajfelszín: 0-2,5 cm mélység (Larney et al. 1997)

Talaj összetevők	Feldúsulási faktor értékei a mozgatott üledékben				Talajfelszín* 1994.03.14.
	1994.02.15.	1994.03.13.	1994.03.21.	1994.04.13.	
Összes N	1,06	1,12	1,09	1,06	1,76 g/kg
Szerves C	0,99	1,07	1,08	1,06	17,2 g/kg
Oldható P	-	1,68	1,71	1,75	9,2 µg/g
Összes P	-	1,13	1,20	1,20	0,3 g/kg
Homok	0,82	-	-	0,86	34,3 %
Vályog	0,82	-	-	1,08	31,9 %
Agyag	1,36	-	-	1,07	33,8 %

4.6. táblázat Csernozjom talajt ért széleróziós események alkalmával mért feldúsulási faktor értékek, 1994. február-április, 2. parcella *Talajfelszín: 0-2,5 cm mélység (Larney et al. 1997)

Hasonló eredményre jutottak az összes P tekintetében is (FF 1,13-1,20). A szerves C és a felvehető P tartalom nem mutat ilyen egyértelmű trendet, helytől és széleróziós eseménytől függően hol 1 feletti, hol az alatti értékeket regisztráltak. A szerzők zárásként megállapítják, hogy a feldúsulási faktor értékek igen érzékenyek a kiindulási talajfelszín mintázási mélységére, mivel a tápanyag tartalom igen gyors csökkenést mutat a mélységgel. Ennek következtében, ha a talaj felső 5 vagy 7,5 cm-ét mintázzuk, akkor jóval nagyobb feldúsulási faktor értékeket kaphatunk (Larney et al. 1997).

Az újabb kutatások közé tartozik a Duna-Tisza közti homokhátság vizsgálata. Laboratóriumi körülmények között széleskörűen vizsgálták a főként homoktalajok alkotta minták tápelem veszteségét, kritikus indítósebességét és mechanikai összetételének változását (Tatárvári, Négyesi 2013). Megállapították, hogy a NO₃-NO₂-N erőteljes

felhalmozódást mutat a szedimentben, a szediment ásványi N tartalma akár az eredeti talajban mért érték kétszeresét is meghaladja. Hasonló feldúsulást tapasztaltak a P, K, és Na esetében is.

Az egyes szerzők által kiszámított deflációs események okozta tápelem veszteség mennyiségeket a 4.7. táblázat tartalmazza. Három elem, a kalcium, a foszfor és a kálium g/m^2 -re számolt áthalmozódási értékei természetesen mind a kiindulási talaj tápanyag tartalom, mind pedig az egyes szélesemények sajátosságai alapján igen eltérők lehetnek. Míg *Biolders* és munkatársai (2002), valamint *Sterk* és munkatársai (1996) egyes széleseményekre vonatkozó adatokat közöltek, addig *Sankey* és munkatársai éves átlagra számolták ki az áthalmozott tápelem értékeit (*Sankey et al.* 2012).

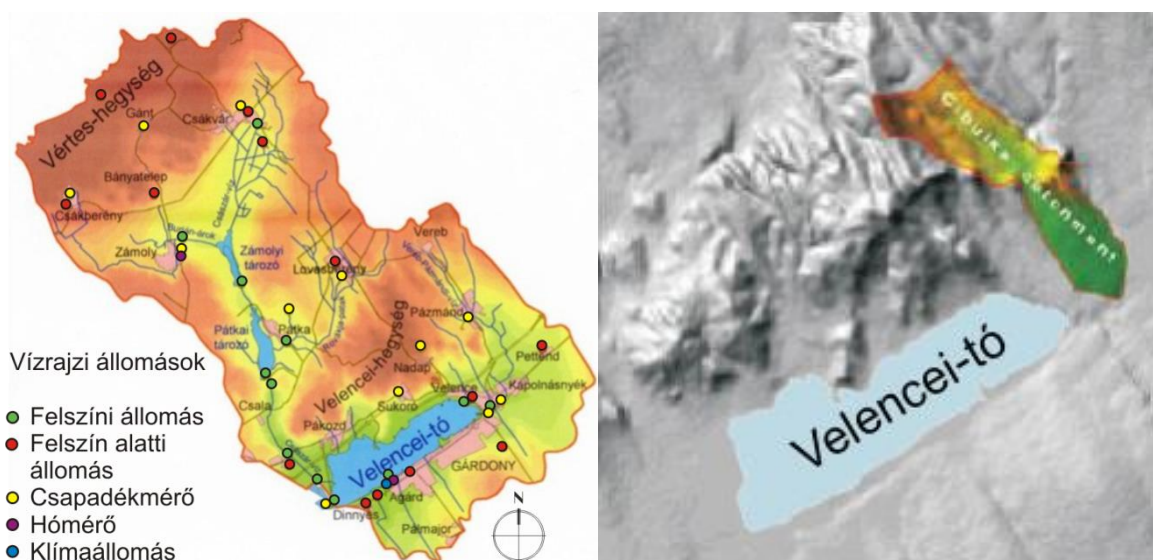
	P (g/m^2)	K (g/m^2)	Ca (g/m^2)
BIELDERS et al. 2002	0,009-0,065	0,002-0,128	0,007-0,062
STERK et al. 1996	0,610	5,70	-
SANKEY et al. 2012 (egy évre)	0,256	1,45	-

4.7. táblázat Az egyes kutatók által megállapított szélróziós tápelem veszteségek

5. Mintaterületek

5.1. Velencei-hegység – Cibulka-patak vízgyűjtője

Vizsgálataimat 1996-tól indulóan a Velencei-tó vízgyűjtőjéhez tartozó, mintegy 14 km² nagyságú Cibulka-patak vízgyűjtőjén, valamint az ezen vízgyűjtőn kijelölt szántó és szőlő területhasználatú tesztparcellákon végeztem (5.1., 5.2. ábra).



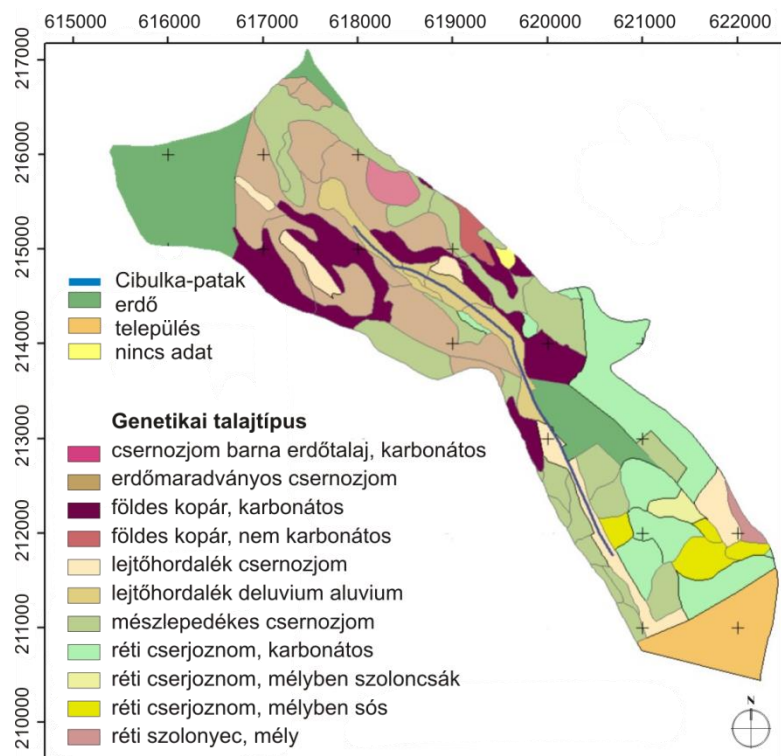
5.1. ábra A Velencei-tó, valamint ezen belül a Cibulka-patak vízgyűjtője

A terület éghajlata mérsékelt hűvös-száraz. Az évi középhőmérséklet 9,5-9,8 °C, a csapadékmennyiség 550-600 mm, melynek 50-55 %-a a nyári félévben hull, gyakran igen heves zivatarok formájában (Dövényi 2010).

A vízgyűjtőt mind közzettanilag, talajtanilag, mind pedig területhasználatilag nagy változatosság jellemzi. A talajképző kőzet a magasabb térszíneken gránit és andezit, míg a lejtőoldalakat lösz fedi. A gránit és andezit térszíneken a barna erdőtalaj és a földes kopár a jellemző talajtípus. A lösszel borított térszíneken elsősorban erősen és közepesen erodált csernozjom talajokat találunk. Az alacsonyabb térszíneken kisebb foltokban jelenik meg a réti csernozjom, valamint az erózió bizonyítékeként a lejtőhordalék talaj (5.3. ábra). A feltalaj kémhatása semleges, a pH értéke 7,2-8,5 közötti. A gránit és andezit térszíneken a természetes tölgyesek mellett akácosokat, gyenge minőségű legelőket találunk. A csernozjom jellegű talajokon a szántóföldi művelés (búza, kukorica, napraforgó, repce), szőlőültetvény és gyümölcsös a jellemző területhasználati forma.



5.2. ábra Mintaterület a Cibulka-vízgyűjtőn



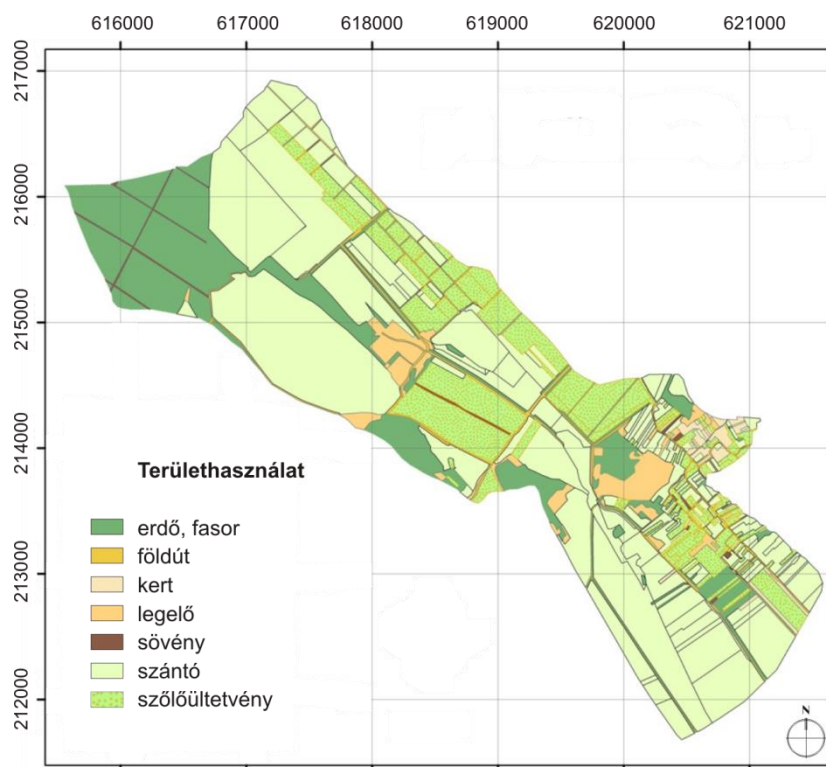
5.3. ábra A Cibulka-vízgyűjtőn található genetikai talajtípusok

A vízgyűjtő intenzív mezőgazdasági használat alatt áll. A területen tulajdoni viszonyait illetően jelenleg az EDECK Kft. (Etyek) és az Agromark 2000 Rt. osztozik a legnagyobb hányadban. A maradék parcellák és területek magánkézben vannak. A parcellaméretek igen változóak. Az Agromark 2000 Rt.-hez tartozó parcellák kb. 100 ha-os területeket foglalnak magukba, hasonlóan az EDECK Rt. szőlőültetvényeihez. A magánkézben lévő területekre a néhány ha-os parcellák jellemzőek. A területen található erdők egy része magánkézben, más része pedig állami kézben van. Az utóbbi évek tendenciája alapján egyre több a magánkézbe került, visszaigényelt vagy kivásárolt parcella. Ennek következtében a terület mezőgazdasági művelésének palettája szélesebb lett. Az EDECK Rt. keretein belül nagyüzemi művelés folyik, mind a szőlőültetvényeken, mind a szántókon. Nagyfokú gépesítés jellemzi, illetve jelentős tápanyag utánpótlás. Az Agromark 2000 Rt. művelési területein vetésforgót alkalmaznak. Kisebb területeken található még legelő, amelyen birkatartás a jellemző. Elvéve kaszáló, parlagon hagyott parcellák és felhagyott szőlőültetvények is előfordulnak.

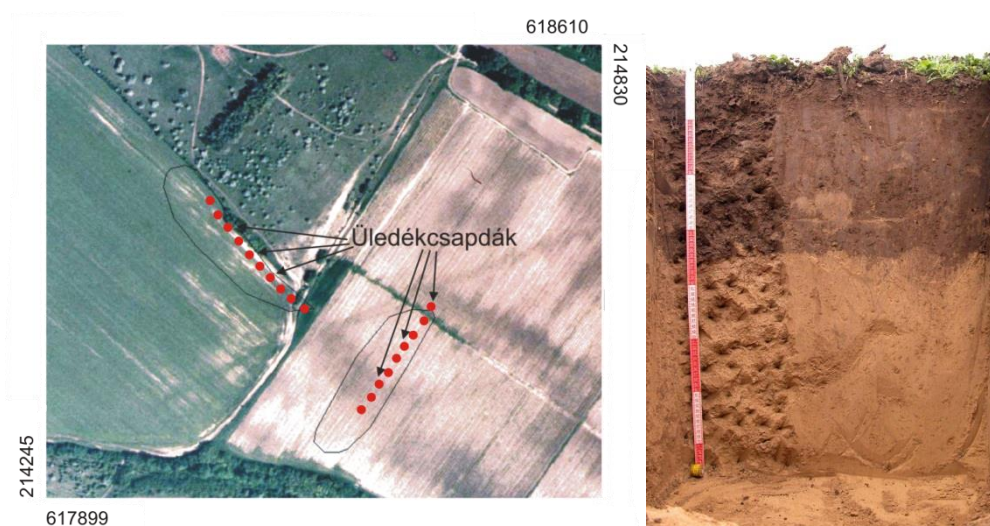
A szántók a vízgyűjtő északi és északnyugati medencéjében a jellemzőek elsősorban a keleti kitettségű lejtőkön, illetve nagy összefüggő szántóparcellát találunk a déli medencében. A szőlőültetvények a gerincek mellett vagy elsősorban a nyugati kitettségű lejtőkön vannak, a gyümölcsöskertekkel együtt (5.4. ábra). A gyümölcsöskertek a kisebb tanyákban, illetve hétvégi kertek képében jelennek meg. A vízgyűjtőn lakott emberi település nincs. A legközelebbi település az 1 km-re fekvő Pázmánd község.

Az üledécsapdás mérések számára két olyan „részvízgyűjtőt” jelöltem ki a Cibulka-vízgyűjtőn belül, amelyek minden szempontból jól reprezentálják a kisvízgyűjtő talajtani és területhasználati jellemzőit (5.5. és 5.6. ábra). A lejtő menti vizsgálatokra kijelölt mintaparcellákon nagyüzemi szántóhasználat és szőlőtermesztés folyik. A mintaparcellák genetikai talajtípusa erodált csernozjom talaj. Fizikai összetétele szerint vályog, agyagos vályog. A parcellák kitettsége ÉK-i (szőlő) ill. DK-i (szántó), lejtőszögük átlagosan 4°-os, 1°

és 6° között változik. A talaj kémhatása-semleges, gyengén lúgos. Szervesanyag tartalma alacsony, a feltalaj humusz tartalma 0,8-2,1% között változik.



5.4. ábra A 2005-ben érvényes területhasználat a Cibulka vízgyűjtőn (szerk. Kitka, 2009)



5.5. ábra A részvízgyűjtők elhelyezkedése és a szántón feltárt talajszelvény

A szántó hasznosítás alatt álló részvízgyűjtő az Agromark 2000 Rt. egy szántóparcellájának a szélén helyezkedik el, a Cibulka-pataktól nyugatra (5.6. ábra). A szántón a vizsgált időszakban 2003 és 2007 között felváltva termesztettek őszi búzát illetve repcét. Területe 1,2 ha (átlagos lejtés 2,35°), a szintkülönbség 10 méter, a lejtő kitétsége D–DNY-i. A talaj erősen erodálódott mészelepédékes csernozjom (5.5. ábra). Talajszelvény (EOV X:214 491;Y:618 231) feltárása során jól látszott, hogy a felső „A” szint majdnem teljesen hiányzik a nagyfokú erózió következtében. A „B” szint (sötétbarna, ami viszonylag

magas humusztartalomra utal) és a „C” szint (lössre jellemző sárgásbarna szín) jól megkülönböztethető. A szelvény képén feltűnő a B és C szintek közti csernozjom talajokra nem jellemző, antropogén hatásra utaló éles határ, mely arra utal, hogy korábban az erózió miatt elvékonyodott talajszelvényt egészen a B szint aljáig átművelték. A karbonáttartalom a „B” szintben magas. A felszíntől 20 cm-re eketalpréteg található. A részvízgyűjtő mellett közvetlenül erdősáv helyezkedik el. Az aljában földút található, a földút átellenes oldalán eróziós árok, amely a parcelláról lehordódó üledék útját mutatja. A lehatárolt mintaterületünk tengelyét egy, a jelentősebb csapadék események hatására megnyíló, majd „visszaművelt” eróziós barázda alkotja.



5.6. ábra Mintaterület a szántó részvízgyűjtőn

A szőlőültetvényen kijelölt részvízgyűjtő területe 1,02 ha. A kiválasztott parcellán az eredeti talajtípus erősen erodálódott változataival találkozhatunk (5.7., 5.8. ábra). A feltárt talajszelvény (EOV X: 214 493; Y: 618 395) egy többszörösen áthalmozódott talajformát mutat, melyre a szelvény képén jelentkező foltos-sávós tarkázottság utal. Szabad szemmel a szinteket alig lehet megkülönböztetni. A talajképző kőzet lösz, amit 115-120 cm-es mélységben értünk el. A szelvény felülről lefelé világosodik, fizikai típusa homokos vályog. A karbonát-tartalom a mélységgel csökken. A lejtő alacsonyabb részein lejtőhordalék talaj található. A lejtés nagyobb, mint a másik mintaterületen ($4,07^\circ$), a legnagyobb szintkülönbség 16 m, a kitétség K-i, ÉK-i.



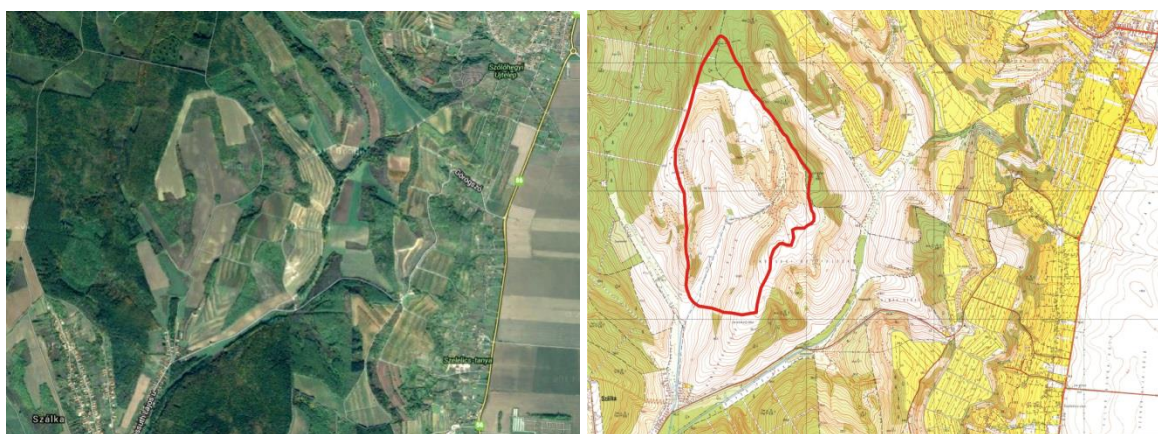
5.7. ábra Talajszelvény a szőlőültetvényen



5.8. ábra Üledékcsapda a szőlőültetvényen

5.2. Szekszárdi-dombság – Lajvér-patak vízgyűjtője

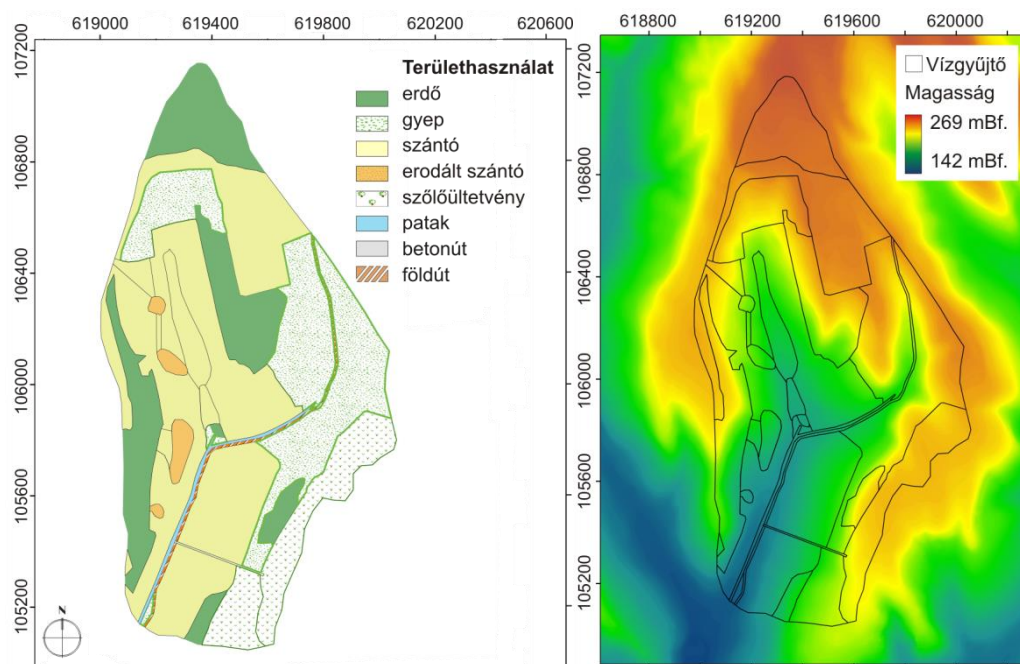
A Szekszárdi-dombság területén, Szálka település mellett található, mintegy 2 km² nagyságú mintavízgyűjtőn (5.9. ábra) modelleztük a vízgyűjtőn végbemenő, a szervesanyag- és tápanyag forgalmat is érintő eróziós folyamatokat. A dombvidék sajátos geomorfológiai arculatát a különböző irányú szerkezeti vonalak mentén kiemelt, mozaikszerűen elhelyezkedő aszimmetrikus löszhátak és a köztük kialakult eróziós völgyek határozzák meg, melyek között deráziós völgyek, löszmélyutak és egyéb lösz lepusztulási formák nagy számban találhatók (Dövényi 2010). Az erózió által erősen sújtott Szekszárdi-dombság területén a két legjellemzőbb tájhasználat a szántóföldi művelés és a szőlőgazdálkodás, ezért a dombvidéken olyan kisvízgyűjtőt választottunk ki, melyek nagy része szántóföldi művelés alatt áll, de megjelenik a szekszárdi borvidékre oly jellemző kiterjedt szőlőültetvény is. A vízgyűjtő Szekszárdtól DNy-ra, Szálkától É-ra helyezkedik el, az összegyűlt vizeket a Lajvér-patak vezeti le. A vízgyűjtő vízválasztóját erdők és cserjések borítják, melyek közel 100 ha-os szántóterületeket fognak közre. A vízgyűjtő DK-i részén jellemző szőlő ültetvények területén néhány újonnan kialakított teraszt is találunk. A vizsgált 2008-as esztendőben a szántóterületeken kukoricát termesztettek.



5.9. ábra A Lajvér-patak vízgyűjtője a szálkai mintaterületen

A vízgyűjtőn területhasználat szerint a legnagyobb felületet a szántó művelési mód foglalja el, ezt követi a gyepek és erdők, majd a szőlő hasznosítási mód (5.10. ábra). A szántóként hasznosított terület intenzív, lejtőre merőleges mezőgazdasági művelésnek van kitéve.

A terület éghajlata mérsékelt meleg és mérsékelt száraz. Az évi középhőmérséklet 10,2-10,5 °C, az évi csapadékösszeg 680-710 mm (Dövényi 2010). A vízgyűjtő talajára a löszön kialakult közepesen és erősen erodált barna erdőtalajok jellemzőek, az agyagbemosódásos barna erdőtalaj és barnaföld egyaránt előfordul. A patak völgy allúviumán öntés réti talajok a meghatározók. A lejtő menti erózió vizsgálatára kijelölt parcellán a barna erdőtalaj erodált változatát találjuk, melynek fizikai félesége vályog, agyagos vályog, az A szintben mért humusztartalma a 1,5-1,8% körüli (5.11. ábra).



5.10. ábra A szálkai mintaterület jellemző területhasználata és digitális domborzat modellje



5.11. ábra A szálkai vízgyűjtőterület jellemző területhasználata és talajtípusa

5.3. Marosszög – Apátfalva külterület

2008 tavaszán Csongrád megye DK-i, jó minőségű csernozjom területein kiválasztottunk három olyan parcellát, amelyek talajtípusa réti csernozjom, szántó művelés alatt állnak, s a parcellák futása az uralkodó széliránnyal megegyező irányú volt. A három mintaterület Csanádpalota, Csordakút és Apátfalva községek mellett található. A területek talajanyagának laboratóriumi szélcsatornás vizsgálatát követően az apátfalvi területet választottuk a 2011-ben induló terepi szélcsatornás kísérleteink első helyszínéül (5.12. ábra).



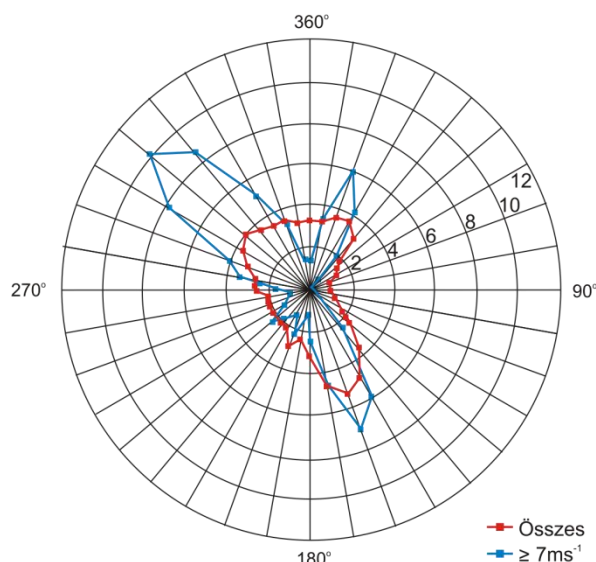
5.12. ábra Mobil szélcsatornás vizsgálatok helyszínei Apátfalván és Szegeden (bal oldali ábra apátfalvi, jobb oldali ábra szegedi mintaterület)

Apátfalva a Marosszög kistáján helyezkedik el. A kistáj 78 és 88 m közötti tszf-i magasságú, ártéri szintű tökéletes síkság. A felszíni formák nagyobb része folyóvízi eredetű, a felszínt a Maros különböző mértékben feltöltött holtágai fedik. A területen a nagy vastagságban megtalálható pannon üledékre 200-400 m vastagságban folyóvízi eredetű pleisztocén rétegek települtek. A felszínen 8-15 m vastagságban holocén képződmények találhatók, főként ártéri iszap, agyag, homokliszt. A magasabb térszínek pleisztocén löszborításán jó minőségű csernozjom talajok alakultak ki. Meleg, száraz éghajlatú terület. Az évi középhőmérséklet a területen 10,5–10,6 °C, a vegetációs időszak átlaga pedig 17,4 °C. Az évi csapadék 600 mm körül alakul, a tenyészidőszakban 320 mm-nél kevesebb csapadék várható. Az ariditási index 1,3 körüli. A terület legnagyobb felszíni vízfolyása a Maros. A területre jellemző talajvízmozgást elhelyezkedéséből adódóan a Maros befolyásolja. A jellemző talajvízállások általában 1-3 m mélyen találhatók (Dövényi 2010).

A vizsgált területre a löszös üledéken kialakult réti csernozjom talajok előfordulása jellemző. E talajtípus kialakulására és tulajdonságaira jellemző, hogy a csernozjom jellegű humusz-felhalmozódás gyenge vízhatással kísért. Ennek oka lehet egyrészt a talajvíz közelsége, másrészt a mélyedésekben összefutó belvíz. A vízhatás jelei, a vasszeplők és a rozsdás foltok részben az A szintben, részben a talajképző kőzetben jelennek meg. Vízgazdálkodása az év egy részében a talajvíz felszín felé áramlásával jellemezhető. Az egyes szintek jó vízáteresztőek, megfelelő víztartó képességűek. A mintaparcella talajának A szintben meghatározott fizikai félesége agyagos vályog, agyag ($K_A=52$), kémhatása gyengén lúgos ($pH=7,4$), humusztartalma 4,4%, $CaCO_3$ tartalma 8,8%.

5.4. Dél-Tiszavölgy – Szeged külterület

2013 nyarán terepi szélcsatornás kísérleteket végeztünk a Szegedtől ÉNy-ra elhelyezkedő szántó (napraforgó) területen (5.12. ábra). A vizsgált terület az Alsó-Tisza-vidék középtáján, s ezen belül a Dél-Tisza-völgy kistáján található. Domborzatára jellemző a 80-101 mBf tengerszint feletti magasság, amely a Tisza irányába lejtő tökéletes síkság (Dövényi 2010). Éghajlata meleg, száraz. A napfényes órák száma évi 2000–2050 közötti, az évi középhőmérséklet 10,6 °C, a tenyészidőszak középhőmérséklete 17,4-17,6 °C. Az évi csapadékösszeg 600 mm körüli, de előfordul 1000 mm/év is. A táj jellemző ariditási indexe 1,2-1,3. A jellemző szélirányok sorra az ÉNy-i, DK-i (5.13. ábra), amelyek a 7 m/s-os szélerősséget meghaladó (erozív) széleseményekre kifejezetten jellemzők. Az átlagos szélesebesség 3 m/s körül alakul.



5.13. ábra A jellemző szélirány előfordulások a szélsőséggel összefüggésben Szegednél (2010-11, március-április) (Farsang et al, 2013)

A vizsgált területek talajvízállása általában 1-4 m között ingadozik, a szelvény készítés időpontjában (2013. 04. 25-28.) a megütött talajvíz szintje ~100 cm volt (5.14. ábra). A magas talajvízállás az egész Dél-Alföldön jellemző volt a mintázási időszakban, tekintettel a sok őszi, ill. téli csapadéokra.



5.14. ábra A szegedi mintaterület jellemző talajtípusa

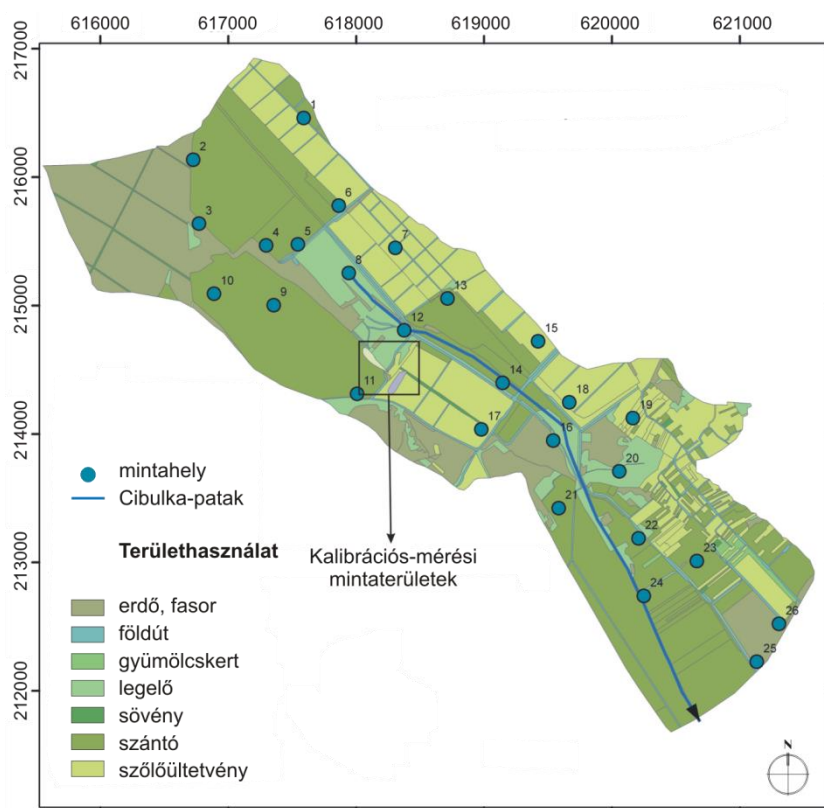
A táj talajai általában homokos, iszapos, helyenként folyóvízi eredetű agyagos üledékeken képződtek, s mind fizikai féleségüket, mind pedig genetikai típusukat tekintve nagy változatosságot mutatnak. Megtalálhatók a kistájon a jellegtelen homoktalajok, szikes talajok, réti és öntés talajok, valamint a jó minőségű csernozjomok egyaránt. A vizsgált parcella talajai a réti csernozjom talajtípusba tartoznak. A talaj fizikai félesége vályog, $K_A = 38-41$. A humusztartalom a humuszos szintben 2,2-3,7% között változik. A humuszos réteg vastagsága 60 cm. Kémhatás a szelvény mentén gyengén lúgos és lúgos, a szelvény mélységével a pH értéke nő ($pH_{H_2O} = 7,9-9,2$). A $CaCO_3$ tartalom 3,2-24,5% között, a vízdoldható összes só pedig 0,02-0,07% között változik.

6. Mintavételi és laborvizsgálati módszerek

6.1. Mikro- és mezo-léptékű eróziós vizsgálatok a Cibulka-vízgyűjtőn

A Cibulka-patak vízgyűjtőjén a talajerózió tápanyag-átrendező mechanizmusát két léptékben vizsgáltuk: kezdetben mikro-léptékben kisparcellák részletes mintavételezésével, majd lejtőmentén elhelyezett eróziós csapdák segítségével, és végül mezo-léptékben modellezéssel a teljes vízgyűjtőre tekintettel. A vízgyűjtőterület és a mintaparcella feltalajának részletes mintázása és a minták laboratóriumi elemzése négy ütemben zajlott.

A vízgyűjtő talajának mintázása a talajtani alaptulajdonságok és a kiindulási makro- és mikroelem tartalom meghatározására 2001-ben 32 ponton átlagminta képzésével a talaj felső 10 cm-éből történt. A vízgyűjtő szintű mintavételezést 2004-ben 26 pontra megismételtük (6.1. ábra), tekintettel az eróziómodellezéshez szükséges bemeneti adatokra is (pl. talajkohéziós vizsgálatok, felszínborítottság stb.). A felszínborítottság terepi mérése (2001. április és október között havonta) során egy 15 m hosszú szalagot 100 egyenlő szakaszra osztottunk, vagyis 15 cm-ként bejelöltük. A mérőszalagot a terepen a két végénél rögzítettük úgy, hogy a növényi sorok futásával 45°-os szöget zárjon be. A szalagon elhelyezett azon jelöléseket összeszámolva, amelyek a növényi részek illetve maradványok fölé esnek, megkaptuk a felszínborítottság %-os értékét. A parcella nagyságától függően ismételtük a mérések számát. A helyszíni talajkohézió méréseket egy EA26-226L talajnyírás mérő kerékkel végeztük. A terepi mintavételezés során a térfogattömeghez és a talajnedvességhez az MSZ-08-0205:1978 szabvány szerint 100 cm³-es mintavevő patronok segítségével bolygatatlan szerkezetű talajmintát vettünk.



6.1. ábra Talajminta vételi helyek a Cibulka vízgyűjtőn (2004)

A parcella szintű vizsgálatok esetében a tápanyag forgalomra jellemző – részben erózióhoz köthető – felszíni átrendeződési folyamatok vizsgálatára egy 150 x 300 m-es parcellát jelöltem ki. A parcellán nagyüzemi szőlőtermesztés folyik. A parcella genetikai

talajtípusa erdőmaradványos csernozjom, mely a gyengén erodált eróziós fokozatba sorolható. A parcella kitettsége ÉNy-i, lejtőszöge átlagosan 4° -os, 1° és 6° között változik. A területen az eróziót befolyásoló egyik legfontosabb tényező, a növényborítottság a vizsgált időszakban átlagosan 35%-os volt. A mintaparcellán három erozív csapadék eseményhez kötődően történt mintavétel: 2001-ben két időpontban (március, június), és 2003 májusában. A kijelölt parcellán a mintavételi pontok 25x25 m-es négyzetrács rácspontjaiban helyezkedtek el. A mintavételi pontok helyét teodolittal kitűztük, hogy az ismételt mintázás pontos legyen. A mintavétel 1 m^2 -es mintaterületekről a talaj felső 10 cm-ből átlagminták készítésével történt.

A lejtőprofil menti vizsgálatokhoz 2004 márciusában két lejtőszegmens esetében lejtőirányban mintegy 350 m hosszan 25 m-enként üledékcspadákat helyeztünk el, mely csapdákat csapadékeseményenként mintáztuk. Célunk a lejtők menti erózió vizsgálata, valamint a lemosódott üledék és az üledékgyűjtő környezetében gyűjtött talajminták (felső 0-5 cm-ből átlagminta) felvehető makro- és mikroelem tartalmának, humusztartalmának és fizikai összetételének összehasonlítása, illetve feldúsulási faktor számolása volt. Az üledékcspadákban felhalmozódó üledéket, illetve az üledékcspada környéki feltalajt az egyes csapadék eseményeket követően gyűjtöttük. A két lejtőn kihelyezett üledékcspadákat rendszeresen, minden nagy intenzitású csapadékesemény után rögtön ellenőriztük, mintáztuk. A 3 éves mérési periódus alatt több sikertelen és sikeres mérés is volt. Sajnos a mérések során többször előfordult, hogy a csapadékesemény által kiváltott üledéklehordódás nagyobb volumenű volt, mint a mérésre használt üledékcspada.

A csapadék adatokat egy BCU Lite 2 (Boreas, 2003) típusú csapadékmérő berendezés szolgáltatta (6.2. ábra), melyet a mintaterület szomszédságában levő zárt kertben helyeztünk el. A csapadékmérő egyszeri feltöltéssel 3 hónapon keresztül képes rögzíteni az összes csapadékeseményt. Az adatokat kéthavi rendszerességgel olvastuk le laptop segítségével a helyszínen. A berendezés folyamatosan működött.



6.2. ábra A BCU Lite 2 csapadékmérő berendezés a helyszínen (Pázmánd)

A Fejér Megyei Növény és Talajvédelmi Állomás rendelkezésünkre bocsátotta a terület genetikai talajtípusait és egyéb talajtulajdonságokat (pH, humusztartalom, CaCO_3 stb.) tartalmazó digitális térképállományait, amelyeket felhasználtuk a terepi mérések előkészítéséhez, illetve a terület adatbázisának bővítéséhez.

A környezetvédelmi szempontú elemvizsgálatok (elsősorban P) célja annak becslése, hogy az adott elemtartalmú talaj diffúz szennyezéssel milyen mértékben terheli a felszíni vizeket. Ezen vizsgálatoknál tehát alapkövetelmény, hogy a talajból a felszíni vagy felszín alatti vizekbe kerülő potenciális elemtartalmat (elsősorban P terhelést) minél pontosabban

becsüljük, vagyis azon elemfrakciót, elemhányadot vizsgáljuk, amely felszíni elfolyásra, ill. lemosódásra hajlamos. A talaj növény által felvehető P-tartalmának meghatározására világszerte kivonószerek széles skáláját alkalmazzák (Olsen módszer, AL-, Mehlich-3, Morgan módszer stb.). Igaz, ezen módszerek elsősorban a talaj növény általi felvehető elemhányadának becslésére szolgálnak, megállapítható, hogy a kutatók igen szoros összefüggést találtak a talaj könnyen oldható P-tartalma és a felszíni elfolyással távozó víz P tartalma között (Osztóics *et al.* 2004). Vizsgálataimban ezért a talaj könnyen oldható elemtartalmát helyeztem központba. Bizonyos esetekben azonban, mint pl. a feldúsulási faktor vizsgálatához az összes elemtartalmat is meghatároztuk.

A vizsgálatba vont talajtulajdonságok, ill. tápelemek az alábbiak voltak: leiszapolható rész ($<0,02$ mm) elemzés, pH(KCl), K_A (Arany-féle kötöttségi index), $CaCO_3$, humusztartalom (%), növény által felvehető makro- és mikrotápanyag (NO_2 - NO_3 -N, P_2O_5 , K_2O , Na, Mg, Ca, Mn, Zn, Cu, Fe, Mo, B, Al, As, Cd, Co, Cr, Hg, Ni, Pb) tartalom. A tápanyag tartalom vizsgálata a növények által felvehető hányadra vonatkozott, a mérés a makroelemek esetében ammónium-laktát ecetsavas oldatával, a mikroelemek esetében Lakanen Ervió feltárással ICP Thermo Jarell Ash ICAP 61E készülékkel történt. A feldúsulási faktor vizsgálatához összes elemtartalmat határoztunk meg királyvizes feltárással és Perkin Elmer 3010-es AAS készülékkel. A vizsgálatokat a hatályos Magyar Szabványok szerint végeztük (Buzás 1988).

A minták laboratóriumi vizsgálata részint az SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék NAT által akkreditált Talaj- és Vízvizsgálati Laboratóriumában, részint pedig a Fejér Megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat Talajvédelmi Laboratóriumában készültek.

6.2. Mikro- és mezo-léptékű eróziós vizsgálatok a Lajvér-patak vízgyűjtőjén

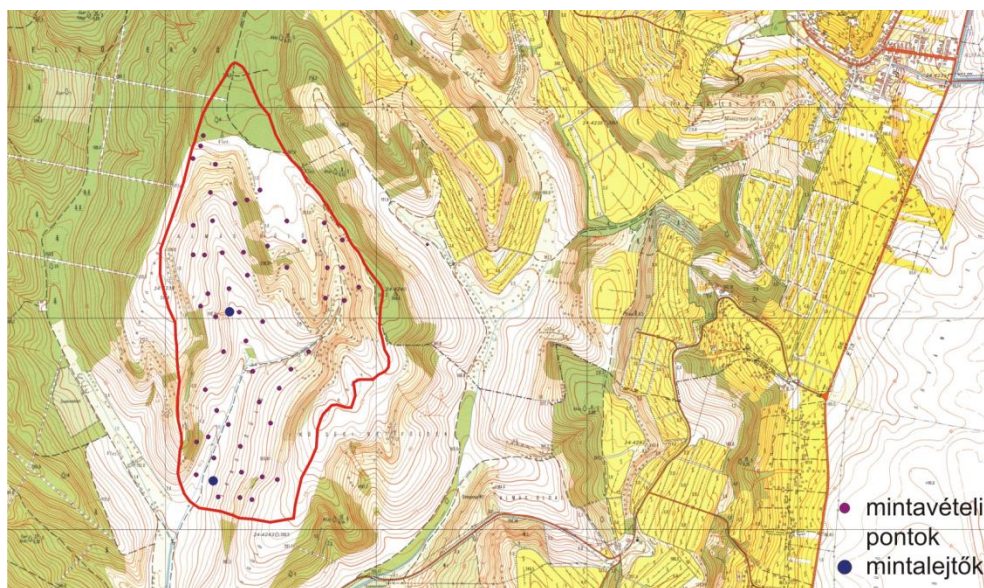
A Szekszárdi-dombság területén elhelyezkedő Lajvér-patak vízgyűjtőjén a talajerózió okozta tápanyag és humusz átrendeződési folyamatokat két léptékben (két lejtőszegmens mentén, valamint a teljes vízgyűjtőre) vizsgáltuk. A talajtani felvételezésekkor munkatérképként a Szálka település melletti kisvízgyűjtő 1:10 000 topográfiai térképét használtuk. A művelési ágak szerinti területhasználatot 2008-2009-ben térképeztük, ill. ez alapján a területhasználati térképet magunk szerkesztettük meg (6.6. ábra). A térkép elemzése és a terepbejárások, domborzati viszonyok alapján mintavételi ponthálózatot terveztünk.

Elkészítettük a terület digitális domborzatmodelljét az ArcGIS szoftver segítségével. 2009 márciusában 54 ponton mintáztuk meg a száalkai vízgyűjtőt, mely során a talaj-felvételezéseket Eijkelkamp-féle fúróberendezéssel, a helyszíni talaj leírást Pürkhauer-féle szűrőbottal végeztük (6.3. és 6.4. ábra). Mintavételre került sor a felszínről (0-10 cm) a szervesanyag és humuszminőség vizsgálatokhoz. Az eróziómodellezés bemeneti paramétereként szükségünk volt a talajkohézió meghatározására, amelyet minden mintavételi pontban Eijkelkamp kézi kohéziómérővel mértünk az ASTM Standard, D 2573-94 nemzetközi szabvány szerint. 25 db bolygatatlan talajmintát vettünk a talaj térfogattömegének meghatározásához. A csapadékadatokat 2008-ban mértük saját helyszíni ombográfiai berendezéssel. A kihelyezett mérőapparátus 2008. június 2. és október 27. között működött, és összesen öt erozív csapadékesemény talajeróziójának a dokumentálását tudtuk vele megvalósítani.



6.3. ábra Szelvényleírás és humuszréteg vastagság megállapítása Pürkhauer-féle szűrőbottal

A lejtőmenti vizsgálatokhoz két lejtőszegmens esetében két önálló vízgyűjtővel rendelkező eróziós térszint választottunk ki, melyek torkolatába egy-egy $0,32 \text{ m}^3$ -es üledécsapdát helyeztünk ki (6.5. ábra). Az árkok tengelyében 20 m-enként műanyag ládákat ástunk le, melyek a lehordódott talajanyag mintázását látták el. A nagy üledécsapdáknál összegyűlt hordalékmintákon csak tömegmérést végeztünk, a kis ládákból, illetve ezzel párhuzamosan a környezetükből begyűjtött feltalajmintákból a tápanyag mozgás modellezését, és a feldúsulási faktorok számolását célzó laboratóriumi vizsgálatok történtek.



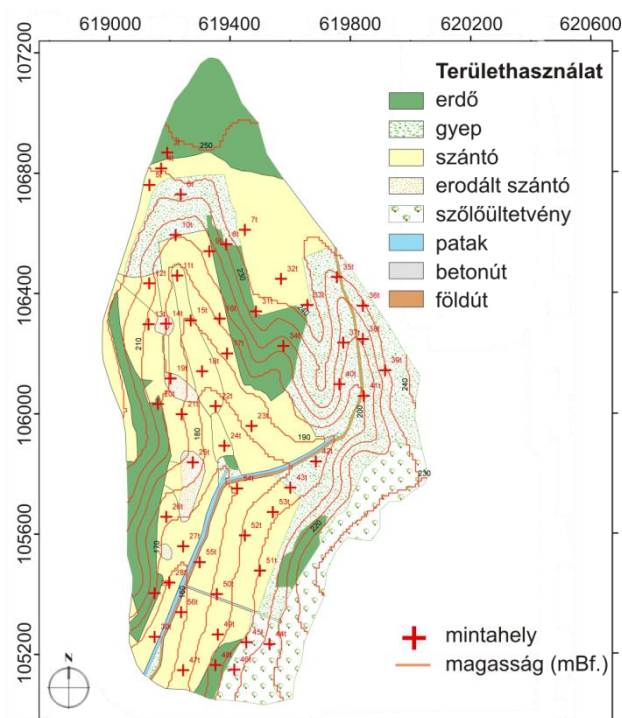
6.4. ábra A Lajvér-patak vízgyűjtője, s azon belül a két mintalejtő elhelyezkedése

A begyűjtött mintákon laborvizsgálatokat végeztünk, és meghatároztuk azokat a talajjellemzőket, amelyek az EROSION 2D/3D bemeneti paramétereiként szolgálnak. A szemcseeloszlás, leiszapolható rész (m/m%), karbonáttartalom (m/m%), pH (H_2O), összes-só- (m/m%), humusztartalom (m/m%), foszfor (P_2O_5) (mg/kg), nitrogén (mg/kg), kálium (K_2O) (mg/kg) vizsgálatokat a jelenleg hatályos Magyar Szabványok (MSZ 08-0205:1978, MSZ 08-0458:1980, MSZ 21470/2:1981, MSZ 21570/52:1983, MSZ 08-0206-2:1978) szerint végeztük. A modellt öt erózió csapadékeseményre futtattuk le. Erozió

csapadékeseménynek tekintettük azokat a csapadékokat amelyeknél a csapadékhullás intenzitása a 10 mm/h-t meghaladta.



6.5. ábra Üledékcsapdák üritése csapadék események után (2008. június és szeptember)



6.6. ábra Területhasználat, mintavételi pontok a Lajvér-patak vízgyűjtőjén

A humuszanyagok környezetvédelmi szerepének értékelésére Hargitai (1987) több mutatót is kidolgozott. A Q érték a humuszminőséget kifejező érték. Meghatározása azon alapszik, hogy egy talajminta humuszanyagait kétféle oldószerrel, NaF-dal és NaOH-dal oldjuk ki, majd az oldatot rázás, 48 óra állás után 533 nm hullámhosszúságú fénnel fotometrállással vizsgáljuk. A NaF-oldatban a humifikáltabb, Ca-ionokkal telített nagymértékben polimerizált, a NaOH-oldatban pedig a nyersebb, frissen képződött, nem humifikált, kevésbé kedvező tulajdonságú szerves anyagok, fulvosavak oldódnak ki. Ha a $Q > 1$, azt jelenti, hogy a jó minőségű humuszanyagok vannak túlsúlyban, ha $Q < 1$, a nyers humuszanyagok túlsúlya érvényesül. A K érték az ún. humuszstabilitási koefficiens, melynek értékét úgy kapjuk meg, ha a Q értéket osztjuk a talaj összes szervesanyag-tartalmával. Azaz

$Q = E_{\text{NaF}}/E_{\text{NaOH}}$; ahol E az extinkció értéke a NaF-dal és NaOH-dal való kioldást követően,

$K=Q/H$; ahol K az ún. humusz stabilitási koefficiens, H pedig a humusztartalom %-ban.

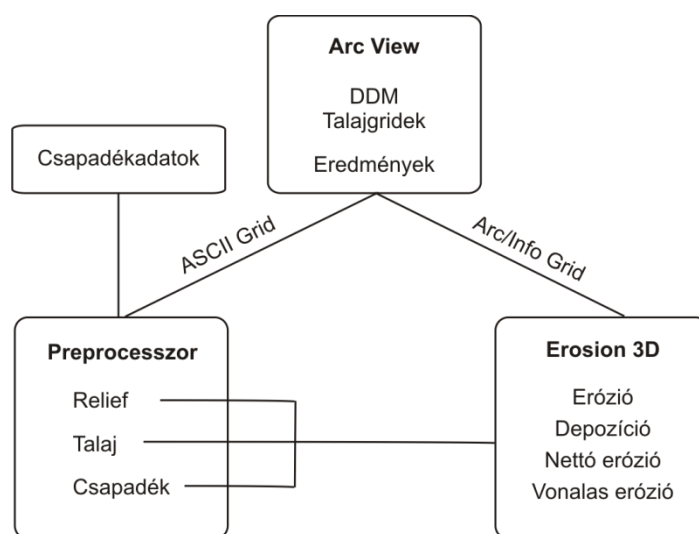
A K érték tehát a humuszminőséget is magában foglaló, egységnyi humusztartalomra vonatkoztatott érték. K értékével nő a humifikáció és ennek köszönhetően a kelátképzés fokozottabb. A jó minőségű humuszanyagban különösen sok a nitrogén, amely fokozza a szennyező ionnal vagy molekulával a kötés kialakításának lehetőségét (Hargitai 1961, 1987, 1993).

6.3. A Cibulka- és a Lajvér-patak vízgyűjtőjén mért adatok feldolgozásának és modellezésének módszerei

A talajerózió (10x10 m-es pixelekre akkumuláció és talajveszteség, ill. nettó erózió) meghatározásához a Németországban kifejlesztett talajeróziót becslő modellt, az Erosion 2D/3D-t használtuk (Schmidt 1996). A modell bemutatását és eddigi alkalmazásait lásd a 3.1.3. fejezetben. A digitális domborzat modellt, valamint a talajtani tulajdonságok (szemcseösszetétel, talajtípus, szervesanyag tartalom, stb.) és területhasználati térképeket ArcView (3.3) és ArcGIS (8.) szoftverekkel készítettük. A feltalaj tápanyagtartalom térképei Surfer 8.0 szoftverrel krigeléssel készültek. A statisztikai elemzésekhez az SPSS for Windows (15.0) statisztikai programcsomagot alkalmaztuk. A kapott nagyszámú adat feldolgozását Microsoft Excel szoftverrel végeztük el.

A Digitális Domborzat Modell (DDM) elkészítéséhez részben 1:10 000-es analóg térképekről kinyert adatokat (szintvonalak, magassági pontok), részben GPS mérésekből származó magassági adatokat használtunk fel. A DDM felbontása 10 méteres volt. A talajadatok egy része a Fejér Megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat által átadott talajtérképekről, másik része a terepi mérésekből (2001, 2004) származnak. Ezeket digitális állományokká (Excel, DataBase file-k) alakítottuk, majd a pontszerűen elhelyezkedő adatokból grideket konvertáltunk Arc View-ban, külön minden, a modellezéshez szükséges talajtulajdonságra. Arc View-ból kiexportálva ASCII gridként tudtuk átvinni az adatokat az Erosion 3D-be.

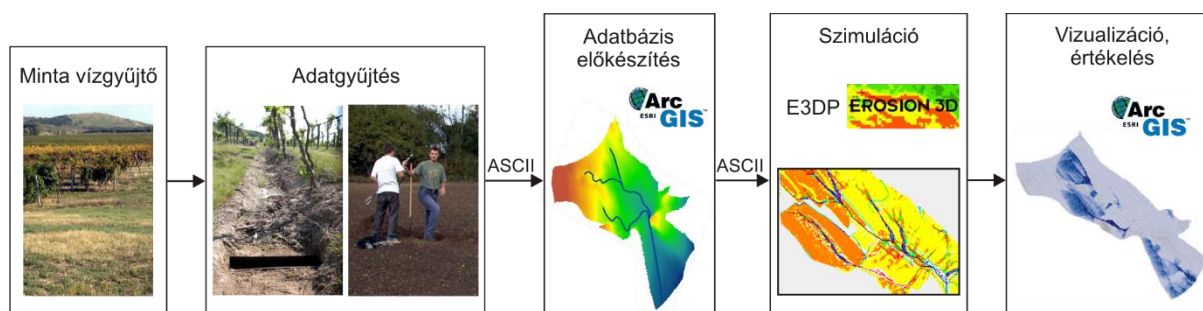
Az Erosion 3D szoftver 2 különálló programrészből tevődik össze (6.7. ábra). Egy úgynevezett Preprocesszorból és magából a Fő (Main) Programból. A Preprocesszorban állítottuk elő a Fő Program bemeneti adatait, amelyek 3 csoportra oszthatóak, felszíni, talaj és csapadékadatokra.



6.7. ábra A digitális adatfeldolgozás lépései (Kitka, 2009)

A vizsgált terület domborzati (lefolyási irányok, kitettség, völgyhálózat, vízgyűjtő határ) tulajdonságait az adott területet ábrázoló DDM-ből számolja a szoftver. A területen előforduló talajra jellemző tulajdonságokat a szoftver paraméterkatalógusából illetve terepi és laboratóriumi mérésekből származó adatokból állítottuk össze.

A csapadékadatok saját ombográfiai mérésekből származnak. Az adatok bevitele intenzitás és időtartam szerint történik, melynek eredménye a csapadék file. A Preprocesszor által előállított három adatfile-t dolgozza fel a Fő Program és számolja egy csapadékeseményre az adott területre az eróziót. Az adatokat cellánként adja meg. Ilyen 10x10-es cellára vonatkozó adatok pl.: távozó talajmennyiség (kg/m^2), depozíció (kg/m^2), szediment összetétel a lehordódó anyagban (%), nettó erózió (t/ha). A fentiekben vázolt vizsgálat menetének logikai vázlatát a 6.8. ábra szemlélteti.



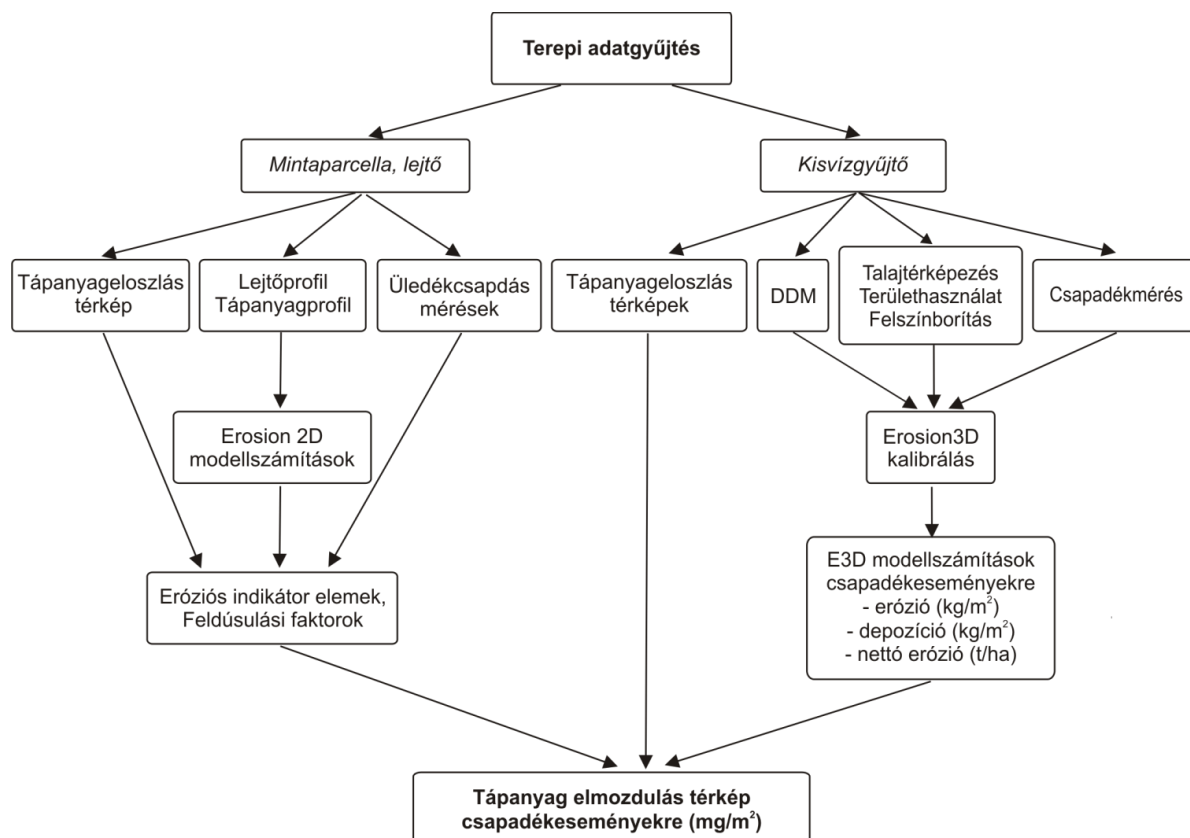
6.8. ábra Talajerózió modellezés lépései az E3D modell segítségével

Az erózióval mozgó makro- és mikroelemek mennyiségének becslésére kidolgoztam az egyes erozív csapadékeseményekhez tartozó tápanyag elmozdulás térképek (mg/m^2) elkészítésének módszertanát. Az így elkészült térképeket dinamikus tápanyag térképnek neveztem el. A vízgyűjtőre csapadékeseményenként számolt nettó erózió (kg/m^2) és a kiindulási elem eloszlási térkép (mg/kg), valamint a mintaparcellán számolt feldúsulási faktorok segítségével elkészíthetők az egyes csapadékeseményekhez tartozó elemelmozdulás térképek (mg/m^2).

Az egy csapadékesemény hatására bekövetkező vízgyűjtő léptékű makro- és mikroelem elmozdulás térképek előállításának első lépése a feltalajra vonatkozóan a kiindulási elemeloszlás térképek elkészítése (mg/kg) a teljes vízgyűjtőre. Az egyes elemekre vonatkozó feldúsulási faktorok (FF) meghatározását vagy saját mérések alapján, vagy szakirodalmi adatok felhasználásával tehetjük meg. Következő lépésben történik a talajerózió modellezése a vízgyűjtőre E3D modell alkalmazásával, melynek eredménye pixelenként a talajelmozdulás nettó értéke (kg/m^2). A szedimenttel mozgó elemtartalom számítása az alábbi képlet alapján történik:

$$\text{elemkoncentráció}_{\text{szedim}} (\text{mg/kg}) = \text{FF}_{\text{elem}} * \text{elemkoncentráció}_{\text{eredeti feltalaj}} (\text{mg/kg}).$$

A makro- és mikroelem veszteség és felhalmozódás (mg/m^2) térképi megjelenítése a talajerózió (kg/m^2) térkép és az elmozduló szedimentre meghatározott elemkoncentráció_{szedim} (mg/kg) térképek szorzataként áll elő. A tápanyag átrendeződés mezo-léptékű vizsgálatának lépéseit összegző folyamatábrát a 6.9. ábra mutatja be.



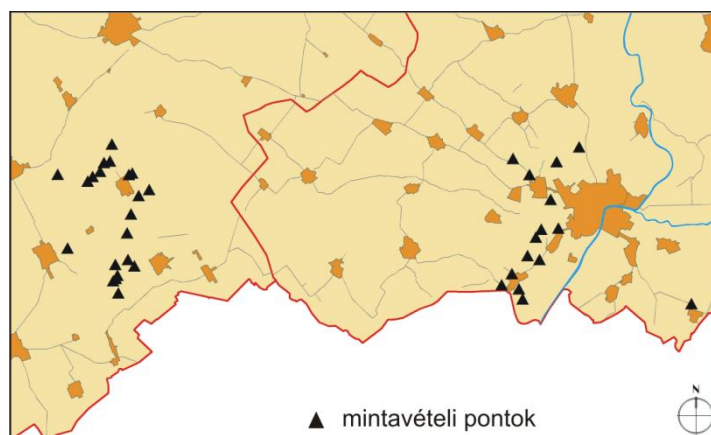
6.9. ábra A tápanyag átrendeződés mezo-szintű vizsgálatának folyamatábrája

6.4. Csernozjom talajok defláció érzékenységi és tápanyag áthalmazódási vizsgálata laboratóriumi szélcsatornával

A talajok defláció érzékenységét a szerkezeti tulajdonságaival összefüggésben az Észak-Bácskai löszhát és a Dél-Tisza-völgy kistájak csernozjom területein vizsgáltuk. Figyelembe véve a talajok genetikus talajtípusát, a földek szántóként történő alkalmazását és az uralkodó szélirányt a Bácskai löszhát területén összesen 21 darab, míg a Dél-Tisza-völgy kistáj területén további 16 parcellát válogattunk be a szerkezeti vizsgálatokba (6.10. ábra). A parcellák feltalajából (0-10 cm) átlagmintát gyűjtöttünk a szerkezeti tulajdonságok megállapítására. A 37 db talajmintából az aggregátum-stabilitás meghatározása Sekera-féle kvalitatív becslés módszerével történt (Buzás 1993). Az agronómiai szerkezet és az aggregátumok megoszlása a talajszerkezeti elemek száraz szítással (10; 5; 1; 0,5; 0,25; és 0,1 mm-es lyukbőségű szíták) való szétválasztása során került meghatározásra (Buzás 1993). Az adott rög, morzsa, illetve porfrakciókhoz tartozó mennyiségeket a minta tömegszázalékában kifejezve megállapítottuk a talaj százalékos szerkezeti elem összetételét Stefanovits (1999) csoportosítása szerint. A talajok aggregátum összetételének további jellemzésére az átlagos geometriai átmérőt használtuk (GMD: Geometric Mean Diameter). A számítás alapja a következő:

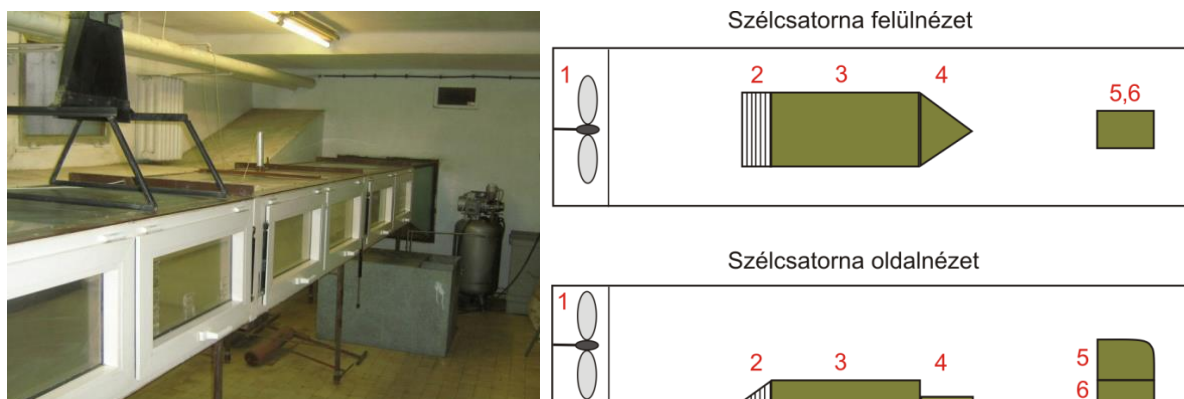
$$GMD = \exp \left(\frac{\sum_{i=1}^n w_i * \log x_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \right)$$

ahol w_i az aggregátum tömege egy adott x_i átlagos átmérőjű szemcseméret frakcióban $\sum_{i=1}^n w_i$ a minták összes tömege (Kemper és Rosenau 1986).



6.10. ábra. Mintavételi pontok Észak-Bácskai löszhát és a Dél-Tisza-völgy kistájak területén

A csernozjom talajok defláció érzékenységi és tápanyag áthalmozódási vizsgálati területeként Csongrád megye DK-i, jó minőségű csernozjom területein (Csanádpalota, Csordakút és Apátfalva községek mellett) választottunk ki három parcellát. A szélcsatornás kísérletek elvégzéséhez 2008 júliusában, aratás után mintaterületenként 300–350 kg talajmintát gyűjtöttünk be a felső 5 cm-es rétegből. A kísérleteket a Debreceni Egyetem Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszékének szélcsatornájában végeztük (6.11. ábra) Prof. Lóki József és Dr. Négyesi Gábor segítségével.



6.11. ábra A szélcsatorna vázlata és a gyűjtött minták elhelyezkedése

Jelmagyarázat: 1: a motor; 2: a rámpa; 3: a mintatartó tálca; 4: a mintatartó tálca utáni szélárnyékban összegyűlt minta; 5. II. fogó (10–40 cm-ig); 6. I. fogó (0–10 cm-ig)

A szélcsatorna teljes hossza 12,3 m, melyből a hordalék szállítási, illetve széléroziós vizsgálatokhoz mintegy 8 méteres szelvényt lehet hasznosítani. A csatorna szélessége 80, magassága 50 cm (Lóki 2000). Ennél a magasságnál már megbízhatóan lehet dolgozni a szélcsatornában, mert a szél által szállított hordalék túlnyomó része még nagyon erős (16 m/s) szélben is 70 cm-nél alacsonyabban halad előre. A szél mozgását kétfokozatú, 12 LE-s villanymotor generálja. Az ehhez beérkező levegő mennyiségét egy távirányítású reteszelő lap segítségével lehet szabályozni. Így lehetőség van arra, hogy a csatornában a légáramlás sebességét 0,1 m/s pontossággal beállítsák. A szél sebessége 0 és 16 m/s (0–57,6 km/h)

között változtatható. A szélesebbség méréséhez Testo 512 típusú differenciál nyomásmérőt használtunk, melynek mérési tartománya 0 és 18 m/s közé esik. A kritikus indítósebesség meghatározását egy fényvető segítségével kialakított 70 cm hosszú, 1 cm széles erős fénysáv segítette. Az elszállított talajszemcsék mennyiségi meghatározását a csatorna végén középre beépített 5 cm széles üledékcsapdák segítik (6.11. ábra, 5,6). Az alsó (I. fogó) a 0–10 cm magasságtartományban az ugráló-gördülő, a felső (II. fogó) a 10–40 cm közötti tartományban a lebegő szemcséket gyűjti. A szárított, majd 2 mm-es szitán átengedett mintát 30×50 cm felületű, 5 cm mélységű fémtálcákba helyeztük. A méréseket négy sebességfokozaton (12, 13, 14 és 15 m/s), három ismétlésben, kísérletenként 15 percig végeztük. Minden kísérlet elején és végén megmértük a minta tömegét, így határoztuk meg az erodált anyagmennyiséget. A fújtatás előtt átlagmintát vettünk a minta felszínéről (6.11. ábra, 3), ez képezte a tápanyagtartalom szempontjából a kiindulási állapotot. A kísérlet végén a mintákat összegyűjtöttük az üledékcsapdákból, valamint mintáztuk a mintatartó tálca utáni szélárnyékban lerakódott üledéket is (6.11. ábra, 4).

A talaj- és szedimentminták vizsgálatait a Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék Akkreditált Talaj- és Vízvizsgáló Laboratóriumában történtek. A szemcseeloszlás, leiszapolható rész (m/m%), karbonáttartalom (m/m%), pH (H₂O), összes-só (m/m%), humusztartalom (m/m%), foszfor (P₂O₅) (mg/kg), nitrogén (mg/kg), kálium (K₂O) (mg/kg) vizsgálatokat a jelenleg hatályos Magyar Szabványok (MSZ 08-0205:1978, MSZ 08-0458:1980, MSZ 21470/2:1981, MSZ 21570/52:1983, MSZ 08-0206-2:1978) szerint végeztük.

6.5. In situ szélcsatorna kísérletek Apátfalva és Szeged melletti réti csernozjom talajon

Kutatásunk során Magyarország Dél-alföldi csernozjom talajú területeit vizsgáltuk azon céllal, hogy in situ körülmények között kvantifikáljuk a különböző szélesemények által okozott talajvesztés mértékét, a feltalaj agronómiai szerkezetében bekövetkező változásokat, valamint az ezzel együtt járó humusz és tápanyag áthalmozás nagyságrendjét.

Vizsgáló területeink Békés megyében, Makótól K-re mintegy 10 km-re, Apátfalva külterületén, valamint Csongrád megyében Szegedtől ÉNY-ra 2 km-re helyezkedtek el (5.12. ábra). Az in situ szélcsatornás kísérleteinket 2011. június 2–4. között Apátfalván, valamint Szegeden 2013 júliusában végeztük.

A deflációkutatásban használt szélcsatorna egy olyan eszköz, amely segítségével in situ szimulálhatjuk a szél mozgását és a szél eróziójának szabályszerűségeit (*Farsang et al.* 2011; 2013). Ezáltal mérhetővé válik a szél hatására mozgásba kerülő talajszemcsék mennyisége, a szélerózió jellegzetességei. A szélcsatornát elsőként *Bagnold* és társai használták, amelynek módosított változatai mára széles körben elterjedtek. Ezeket mind terepi, mind laborkísérletekhez egyaránt használják. Az eszközök alkalmazásának főbb területei a deflációkutatásban többek között a talajok kritikus indítósebességének meghatározása, a talajok feletti szélprofil készítése, a talaj erodálhatóságának mérése, a növényzet védőhatásának meghatározása, a különböző agrotechnikai módszerek hatásának vizsgálata a szélerózió elleni védelemhez, különböző kéregképző szerek hatásának vizsgálata a szélerózió elleni védelemhez (*Lóki* 2003), és újabban a talajok tápanyag szélerózió hatására bekövetkező tápanyagvesztésének becslése (*Zobeck et al.* 1989; *Leys, McTainsh* 1994; *Sterk et al.* 1996; *Larney et al.* 1998; *Bach* 2008; *Farsang et al.* 2011).

A kísérlet sorozatokhoz egy 12 m hosszú, 0,8 m széles és 0,75 m magas szélcsatornát használtunk. A szélcsatorna több részből áll. Egy nagy teljesítményű, 1,2 m átmérőjű ventilátor biztosította a légáramlatot, melyet egy 7,5 kW-os villanymotor hajtott meg. A nagyfeszültségű áramot aggregátor szolgáltatotta. A ventilátort egy flexibilis cső követi, amely egy ún. laminátor részhez csatlakozik. A laminátor egy fémvázból és hálószerűen egymásra

telepített csövekből áll. Laminátor alkalmazása nélkül a ventilátor forgó mozgása miatt a levegő örvényszerűen áramlana a csatorna egész területén. A laminátort egy szűkítő elem követi, amely immár egyenes vonalú légáramlatot vezet egy héttagú (egyenként 80 x 70 x 75 cm, összesen 5,6 m hosszú), alul nyitott szélcsatornába. A szélcsatorna által megfűjt talajfelszín összesen 3,36 m² nagyságú. A 7 db elemből álló szélcsatornatest egyik oldala átlátszó műanyagból készült, így megfigyelhetővé válik a talaj mozgása. Az elemek után egy tálcarész található, amely a görgetve mozgó részecskék gyűjtésére alkalmas. A szuszpendálva és szaltálva szállított talajszemcsék mintázásához a szélcsatorna kimeneti nyílásába csapdázókat helyeztünk. A 6.12. ábrán a terepi mintavételen használt szélcsatorna látható.



6.12. ábra Szélcsatorna (részei: 1. turbina, 2. laminátor, 3. szélcsatorna elemek, 4. szedimenttálca, 5. szélcsatorna kimeneti nyílása, csapdázók területe)

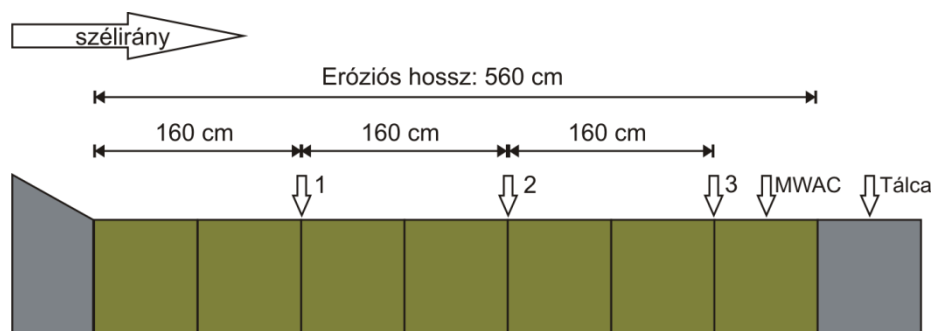
Az apátfalvi méréseket különböző növényborítás mellett végeztük: az „A” mérési sorozat növényborítás-mentes, bolygatatlan szerkezetű talajon, míg a „B” sorozat kb. 25–30 cm magas kukoricason (6.13. ábra) zajlott. Szegeden 10 párhuzamos növényborítás mentes parcellán végeztünk kísérleteket (A1–A10).



6.13. ábra Az egyes fűtési kísérletekre jellemző talajfelszínek 2011-ben Apátfalván

Minden fűtési esemény 3 párhuzamos, 10 perc hosszú fűtési kísérletből állt. Kísérleteinket 4900–5100-as fordulatszám, mintegy 12–17 m/s közötti (30 cm magasan mért) szélsébségen végeztük. A szélsébséget minden fűtás során horizontális és vertikális profilokban is mértük. A mérés Lambrecht Jürgens 642 típusú anemométer segítségével történt.

Minden kísérlet előtt (E) és után (U) mintáztuk a talajfelszínt (0–5 cm) a turbínától távolodva három ponton (E1, E2, E3, U1, U2, U3) (6.14. ábra).



6.14. ábra A talaj (1., 2., 3.) és a csapdázott szediment mintavételi helyei

A fújatói kísérleteket követően mintáztuk a görgetve szállítódó frakciót, mely a szélcsatorna végénél elhelyezett süllyesztett peremes ládában gyűlt össze, valamint ürítettük a szélcsatorna végénél elhelyezett csapdákat. Az MWAC (Modified Wilson and Cook) csapdasorozat elemei 5, 15, 25, 35, 45, 55 cm magasságokban helyezkedtek el. A WAST (Wet Active Sediment Trap) egy általunk kifejlesztett, jelenleg szabadalmaztatási folyamat alatt álló horizontális aktív csapda, mely különböző magasságokban mintáz, izokinetikus, nedves csapdázó. A csapdák bemeneti nyílásai 5–10, 20–25, 50–55 cm magasságokban helyezkednek el (6.15. ábra). Az MWAC csapda szintén izokinetikus mintázó, tehát a mintagyűjtő-nyílásában a szél sebessége ugyanakkora, mint a környezetében. A palack egyfajta ülepítő kamraként szolgál, a beérkező üledék lerakódik a hirtelen nyomásesés miatt. Ezt a bemeneti és kimeneti csövek, illetve a palack átmérőjének különbsége okozza (Goossens *et al.* 2000). Az általunk kifejlesztett WAST csapdázó, valamint az MWAC csapdázók részletes leírását a 8.4. fejezet tartalmazza.



6.15. ábra A WAST csapdák elhelyezése fújatói kísérlet előtt

A terepi szélcsatornás kísérlet egyik célja a különböző szélesemények hatására bekövetkező talajvesztés egzakt meghatározásán túl, a WAST relatív hatékonyságának meghatározása volt. A hatékonyság kiszámításához egy speciális talajmérleg szolgált viszonyítási pontként, egy BWS-60 típusú elektronikus platform mérleg (6.16. ábra), amely méréshatára 60 kg (0,1 g pontossággal), mérőfelülete pedig 600x600 mm. A szélcsatorna felállítás előtt a második szélcsatorna-elem területén kiástuk a talajt, majd ide helyeztük a mérleget. A műszerre visszahelyeztük a kiástott talajt, amelyet körültekintően úgy rendeztünk el, hogy környezetével egy szintben legyen, mint a bolygatás előtti állapotában. A talaj szerkezete így nem, rétegzettség is csak kis mértékben változott a bolygatás hatására. A

műszer felett nehezedő talaj tömegét egy digitális kijelző segítségével feljegyeztük, ezt az értéket választottuk a tömegmérés nulladik pontjának. A széleselemény során a tömegváltozásokat meghatározott időközönként feljegyeztük. A kezdeti nulladik pontban mért tömeg és a széleselemény után mért tömeg különbségéből következtettünk a széleselemény során elszállított talaj mennyiségére. Terepi platform mérleg alkalmazására a terepi széleróziós események követésében eddig Magyarországon nem volt példa, valamint a nemzetközi szakirodalomból sem ismert.



6.16. ábra BWS-60 típusú elektronikus platform mérleg, és elhelyezése

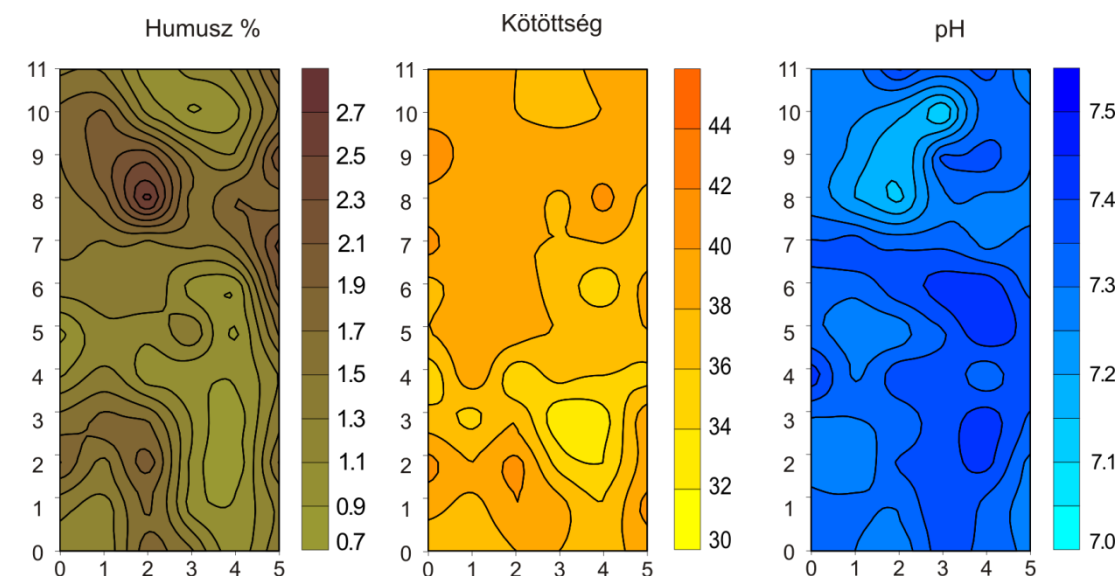
A laboratóriumi vizsgálatokat megelőzően a mintákat 25 °C-on légszárazra szárítottuk, majd a megfelelő előkészítést követően a következő talajtani paraméterek kerültek meghatározásra: aggregátum méreteloszlás szitálással, Arany-féle kötöttségi szám az MSZ-08-0205:1978 szabvány szerint, pH(H₂O), karbonát-tartalom MSZ-08-0206/2:1978 szerint, a szervesanyag-tartalom pedig az MSZ 21470/52:1983 szabvány szerint. A szemcseösszetétel méréseket Particle sizer Analysette 22 MicroTec plus típusú, Fritsch gyártmányú lézer diffrakciós műszerrel végeztük. Előkészítésként az egyes szemcséket összetapasztó szerves- vagy szervesetlen anyagok eltávolítását szükséges elvégezni. A szerves anyag roncsolásához 10%-os hidrogén-peroxidot (H₂O₂) használtunk, a karbonát (CaCO₃) roncsolásához 10%-os sósavat (HCl). A minták összes elemtartalmát röntgen fluoreszcens spektrofotometriás (XRF) módszerrel mértük. A mérést megelőzően a mintákat homogenizáltuk, porítottuk achát mozsárban a 100 µm alatti szemcseméret elérése céljából. A mérést a Szegedi Tudományegyetem Ásványtani, Geokémiai és Közöttani Tanszékén végezték Dr. Bozsó Gábor irányításával, egy Horiba gyártmányú, Jobin Yvon XGT 5000-es típusú röntgen fluoreszcens spektrométerrel. Az alábbi paraméterekkel történt a vizsgálat: a röntgen cső anyaga ródium, az anódáram 1 mA, a gerjesztő feszültség 30 keV volt. A gerjesztő nyáláb átmérője 100 mikron volt, a mérési idő 600 s. A minta 2 különböző pontján történt párhuzamos mérés.

A mintákból ammónium-laktátos oldattal határoztuk meg a növények által felvehető foszfor és kálium tartalmát, amit AL-P₂O₅-ban és AL-K₂O-ban adtunk meg. A mérés a felvehető foszfor esetében a hígítatlan oldatokból történt, Foss Fia Star 5000 áramlásos UV-VIS spektrofotométerrel. A felvehető káliumtartalom meghatározását Perkin Elmer 3110 atomabszorpciós és emissziós spektrométerrel végeztük.

7. Eredmények I.

7.1. A talajerózió hatására bekövetkező makro- és mikroelem tartalom tér- és időbeli változása mintaparcellán

Az elmúlt húsz évben a Velencei-tó vízgyűjtőjén társadalmi, gazdasági okokra visszavezethető, a tó vízminőségére is hatással levő változások zajlottak. Ezen területhasználati változásoknak következményei vannak a talajerózióra és tápanyag áthalmozódásra nézve is. Az erózióhoz kötődő elemátrendeződési tendenciák feltárását mikro-léptékű vizsgálatokkal, lejtő és parcella szinten kezdtük. 2001 és 2003 között több időpontban, megfelelően kiválasztott mintaparcellán méréseket végeztünk, melyek alapján a feltalaj makro- és mikroelem forgalmának tér- és időbeli változási tendenciáit kísérhettük figyelemmel. Cél volt többek között annak megállapítása, hogy a makro- és mikroelemek közül melyek alkalmasak az erózió jelzésére, annak indikátoraként való alkalmazására. Milyen hatással voltak a területhasználatban bekövetkező változások az erózió mértékére és a tápanyag áthalmozásra? Milyen összefüggések fedezhetők fel a szedimenttel elmozduló elemtartalom és a talajtani tulajdonságok között, valamint hogy milyen mértékben dúsulnak az erózióval elmozduló talajanyagban a különböző makro- és mikroelemek? Ennek érdekében mintaparcellák makro- és mikroelem eloszlását három időpontban (2001-ben két időpontban (március, június) egy 150*300 m nagyságú mintaparcellán hat lejtőszegmens tekintetében, valamint 2003 májusában egy lejtőszegmens esetében) mértük és térképeztük a feltalaj (0–10 cm) tápanyag tartalmának mobilis, felvehető hányadát.



7.1. ábra A vizsgált parcella talajának humusztartalma, Arany-féle kötöttsége, valamint kémhatása

A mintaparcella talaja fizikai féleség szerint a homokos vályog, vályog kategóriába sorolható, az Arany-féle kötöttségi index 32–41 között változik (7.1. ábra, 1. melléklet). A vizsgált mintaparcella talaja tápanyag ellátottsági szempontból vizsgálva – a területi különbségektől eltekintve – a jelenlegi tápanyagpótlási gyakorlatnak megfelelően közepesnek, ill. gyengének tekinthető (Patócs 1987). A növény által felvehető N tartalom megítéléséhez használt szervesanyag tartalom a területrészen 0,8% és 2,8% között változik (7.1. ábra). A P és K tartalom bizonyos térrészekben (az ÉNy-i szegélyen) az átlag mintavételi eljárás ellenére nagyon magas értékeket vesz fel (P_2O_5 : 350–400 ppm, K_2O : 250–300 ppm), s ez minden vizsgálati időpontban jellemző. Az átlagos felvehető makroelem tartalom P

tekintetében 70–100 ppm, K esetében pedig 100–150 ppm között változik. Megjegyzendő, hogy az USA számos államában (pl. Michigan) 150 mg/kg felvehető P felett nem juttatnak ki P-t a termőterületekre, és bizonyos esetekben már 75 mg/kg felett korlátozásokat vezetnek be (4.1. táblázat). Fenti térrészen mért kiugró értékek jellemzők néhány mikroelem tekintetében is, mint pl. a Zn, Cd, Co, Ni. Ugyanakkor a terület többi részén a talaj felvehető elemtartalmának megítéléséhez javasolt ideiglenes határértéket (B érték) (Kádár 1998) egyik mikroelem sem éri el, egyedül a Cu esetében haladja meg néhány pontban az „A” értéket, azaz az ún. háttér koncentrációt (10 ppm) a minták felvehető elemhányada. Ez a szőlő területeken alkalmazott növényvédőszer, a növényvédelemben elterjedt bordói lé alkalmazásával áll összefüggésben, mely tipikusan a szőlő gombás fertőzésének megelőzésére alkalmazott lemosószer. A rézgalic vizes oldata savas, ezért mészporral keverik a semleges pH érték elérése érdekében. Az elterjedt 3%-os, 10 liter mennyiségű bordói lé készítéséhez 300 g rézgalic (rézszulfát $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) és 450–600 gramm mész szükséges.

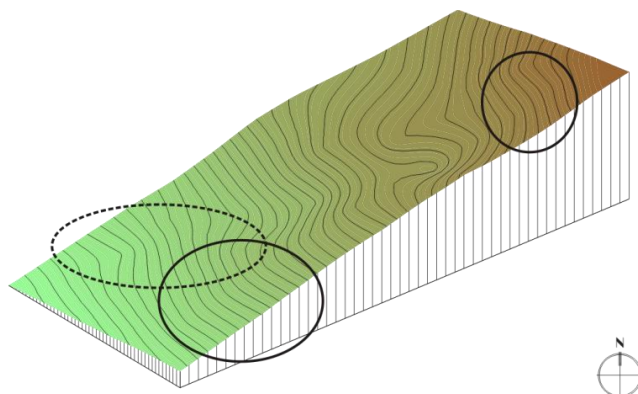
A vizsgált talajtulajdonságok, valamint a makro- és mikroelemek korrelációs kapcsolatainak alakulásában megfigyelhető, hogy a P, K, Cd, Ni, Pb, Co, Zn koncentrációja szignifikáns pozitív korrelációt mutatnak elsősorban a talaj szervesanyag tartalmával (r^2 : 0,626–0,808), s a kötöttséggel (7.1. táblázat). A mikroelemek felvehető hányadának koncentrációja (Cd, Ni, Pb, Co, Zn) a talaj kémhatásával szignifikáns negatív korrelációs kapcsolatot mutat, melynek oka, hogy ezen elemek esetében a kémhatás csökkenésével az összes elemtartalom egyre nagyobb hányada van mobilis formában a talajban. A Cu korrelációs kapcsolataiban is megmutatkozó, a többi mikroelemtől eltérő viselkedését a korábban említett antropogén terhelés magyarázza. A Ca koncentráció mind a kötöttséggel, mind pedig a szervesanyag tartalommal negatív korrelációs kapcsolatot mutat, ami azzal magyarázható, hogy a területen a Ca koncentráció növekedése éppen azon térrészekben jelentősebb, ahol a talajerózió következtében már az „A” szint, s így a szervesanyagban gazdag, agyagosabb talajszint lecsonkolódott, vagyis a mészakumulációs „B” szint, vagy esetenként már a lösz talajképző kőzet, a „C” szint került felszín közelbe.

	pH	kötöttség	H%	P	K	Cd	Ni	Pb	Co	Cu	Zn	N	Ca
pH	1,00	-0,34	-0,49	-0,26	-0,33	-0,40	-0,48	-0,43	-0,44	-0,12	-0,30	-0,20	0,63
kötöttség	-	1,00	0,53	0,28	0,38	0,37	0,33	0,35	0,07	-0,05	0,28	0,25	-0,33
H%	-	-	1,00	0,63	0,81	0,74	0,80	0,63	0,49	-0,06	0,57	0,38	-0,64
P	-	-	-	1,00	0,74	0,65	0,57	0,73	0,24	-0,28	0,54	0,375	-0,43
K	-	-	-	-	1,00	0,61	0,70	0,58	0,42	-0,01	0,64	0,59	-0,53
Cd	-	-	-	-	-	1,00	0,67	0,70	0,36	-0,16	0,52	0,26	-0,60
Ni	-	-	-	-	-	-	1,00	0,55	0,67	-0,17	0,41	0,27	-0,56
Pb	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,34	-0,25	0,51	0,31	-0,51
Co	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,18	0,27	0,19	-0,43
Cu	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,25	0,22	-0,02
Zn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,66	-0,31
N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	-0,22
Ca	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00

7.1. táblázat A talajparaméterek és a növény által felvehető makro- és mikroelem tartalom kapcsolatrendszerének korrelációs mátrixa ($n=72$, piros színnel kiemelve a 0,01 szignifikancia szinten szignifikáns korrelációs kapcsolat)

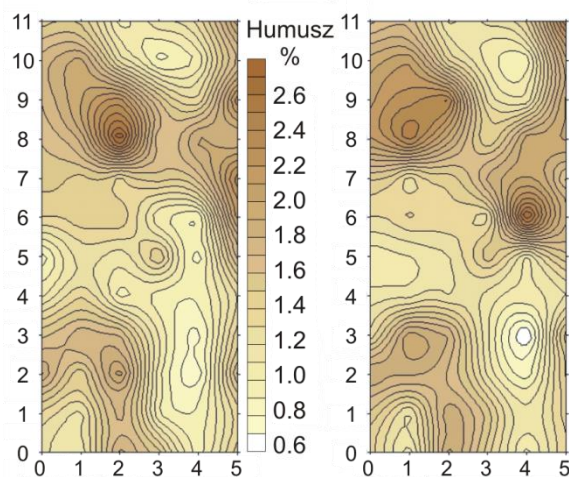
A talajerózió fejlődését a domborzattal összefüggésben számos tanulmány tárgyalja (Dietrich et al. 1992, 1993; Kerényi, Szabó 1997), hiányosak azonban azon vizsgálati eredmények, melyek az erózióval összefüggésben a tápelem átrendeződés nagyságrendjét nagy

méretarányban, s kis időléptékben kutatják. A makro- és mikroelemtartalom tér- és időbeli változását vizsgálva a szőlő művelésű mintaparcellán (150*300 m) egy rövid időintervallum (3 hónap) alatt, mintegy 60 mm-es összcsapadék hatására a talaj felvehető tápanyag tartalmában beállt változásokat kísértük figyelemmel. A vizsgált terület domborzatát figyelve feltűnik egy ÉNY–DK irányú völgykezdemény kialakulása (7.2. ábra), mely a talajnak mind a fizikai, mind pedig a kémiai tulajdonságait, s így a tápanyag eloszlását is befolyásolta. A terület ezen szakaszán a talaj homokos vályog, vályog mechanikai összetételű, a beindult eróziós folyamatok a finomabb frakciót elszállították. Hasonlóan csökkenés tapasztalható a humusztartalomban is. Ezen változások eredményeként csökken ezen térrészekben a talaj tápanyag megkötő képessége is, hiszen a megkötésre alkalmas, kolloid felülettel rendelkező talajalkotók mennyisége csökkent (Farsang et al. 2005a, 2005b).

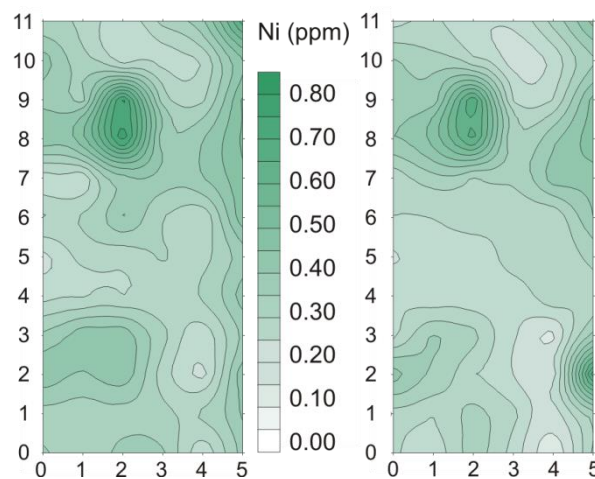


7.2. ábra A 150*300 m területű parcella felszíni sajátosságai a terepi tapasztalatok alapján erózióknak kitett (folyamatos vonal) és az akkumulációs térrészek (szaggyatott vonal) bejelölésével (szintvonalközök 0,5 m)

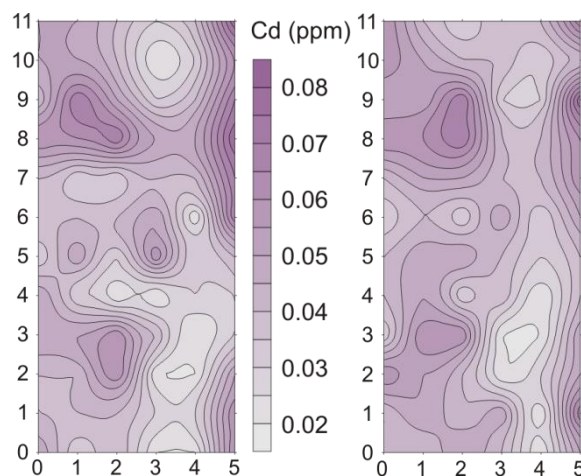
A terület szőlőtelepítése előtti (1990) egyenletes, makroelemekre vonatkozó tápanyag feltöltést követően a tápanyag tartalom a mérésig (2001) eltelt 10 évben jelentősen átrendeződött. A vizsgált elemek esetében kimutatható volt már a vizsgált három hónapos időszak alatt is (2001. március – 2001. június) a feltalaj növény által felvehető tápanyag hányadának átrendeződése (7.3., 7.4., 7.5., 7.6. ábrák, 2. melléklet). Az elemátrendeződés tér- és időbeli folyamataiban az egyes elemek különböző módon viselkedtek. Az elemek egy jelentős csoportjánál az átrendeződés, a tápanyagtartalom helyenkénti csökkenése, ill. növekedése a parcella mikrodomborzatához, az ezzel kapcsolatban álló talajeróziós folyamatokhoz, s egy völgykezdemény képződéséhez kapcsolható. A terepi megfigyelések (pl. szelvény csonkolódási mérések Pürkhauer-féle szűrőbotos vizsgálattal) által bejelölt (7.2. ábra), és a részletes domborzati felvételezés által igazolt meredekebb, erózió veszélyesebb területek, ahol helyenként már a löszös talajképző kőzetig lecsonkolódott talajszelvények is megfigyelhetők, egyes elemek koncentrációjában csökkenés tapasztalható, míg az ellaposodó, akkumulációra alkalmas területeket ezen elemek koncentráció növekedése is jól kirajzolja. Jól megfigyelhető ez mind a makro- (P, K) (7.6. ábra), mind pedig a mikroelemek tekintetében (Zn, Cd, Ni, Pb) (7.4., 7.5. ábrák). A Ca koncentráció változása azonban ettől eltérő tér- és időbeli tendenciát mutatott, hiszen ezen elem talajbeli koncentrációja még az erózióknak leginkább kitett területek is növekedést mutatott. Ennek oka, hogy a löszös talajképző kőzetben képződött csernozjom genetikai szintjeinek csonkolódásával egyre inkább felszín közelbe kerül a mészakumulációs B szint, illetve esetenként a löszös, nagy Ca tartalmú C szint. A talaj humusztartalmának, valamint makro- és mikroelem tartalmának tér- és időbeli változását a mikrodomborzat fejlődésén kívül további összetevők, mint pl. a rendszeres talajművelés jellemző lejtő menti irányultsága, vagy a mélylazítás hiánya a talaj vízelnyelő képességének mérséklésén keresztül befolyásolhatták.



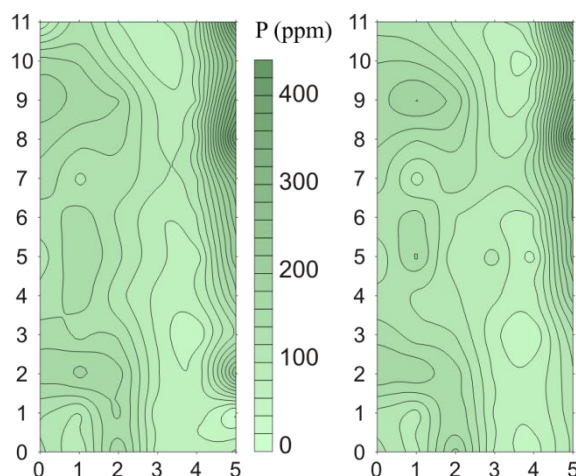
7.3. ábra A humusztartalom változása a mintaparcellán egy csapadék esemény hatására (2001. március, június)



7.4. ábra A felvehető Ni tartalom (ppm) tér- és időbeli változása egy csapadékesemény hatására (2001. március, június)

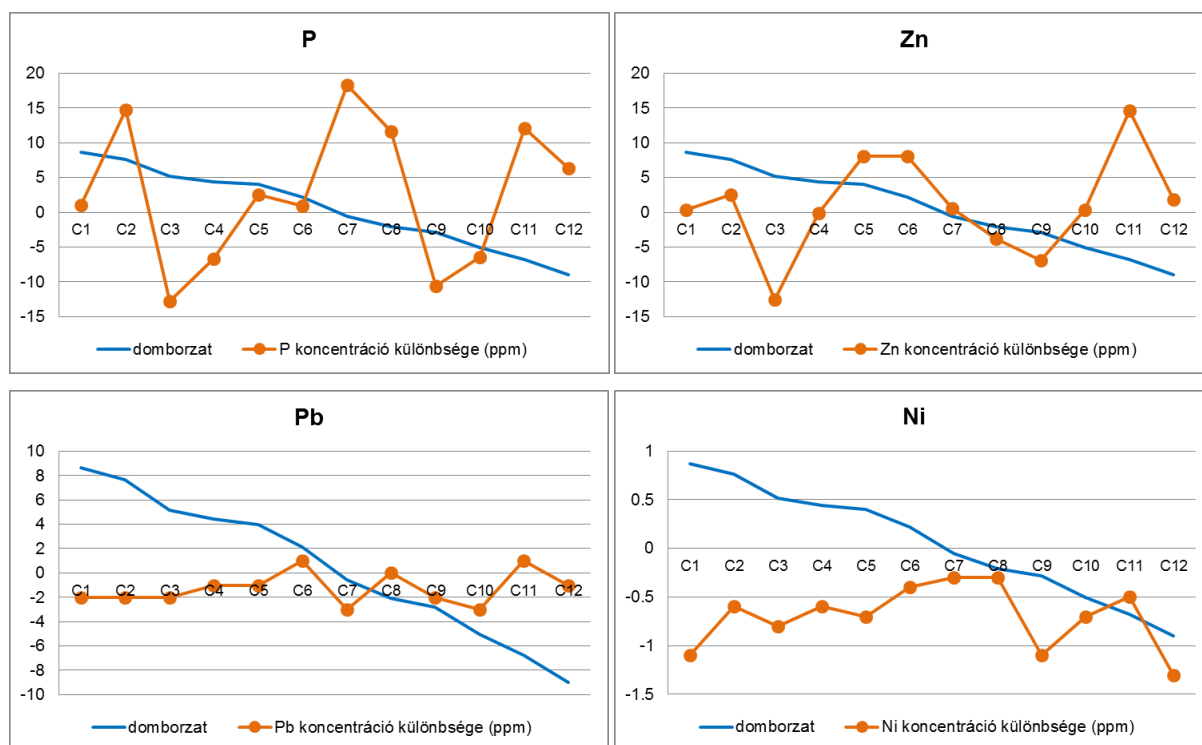


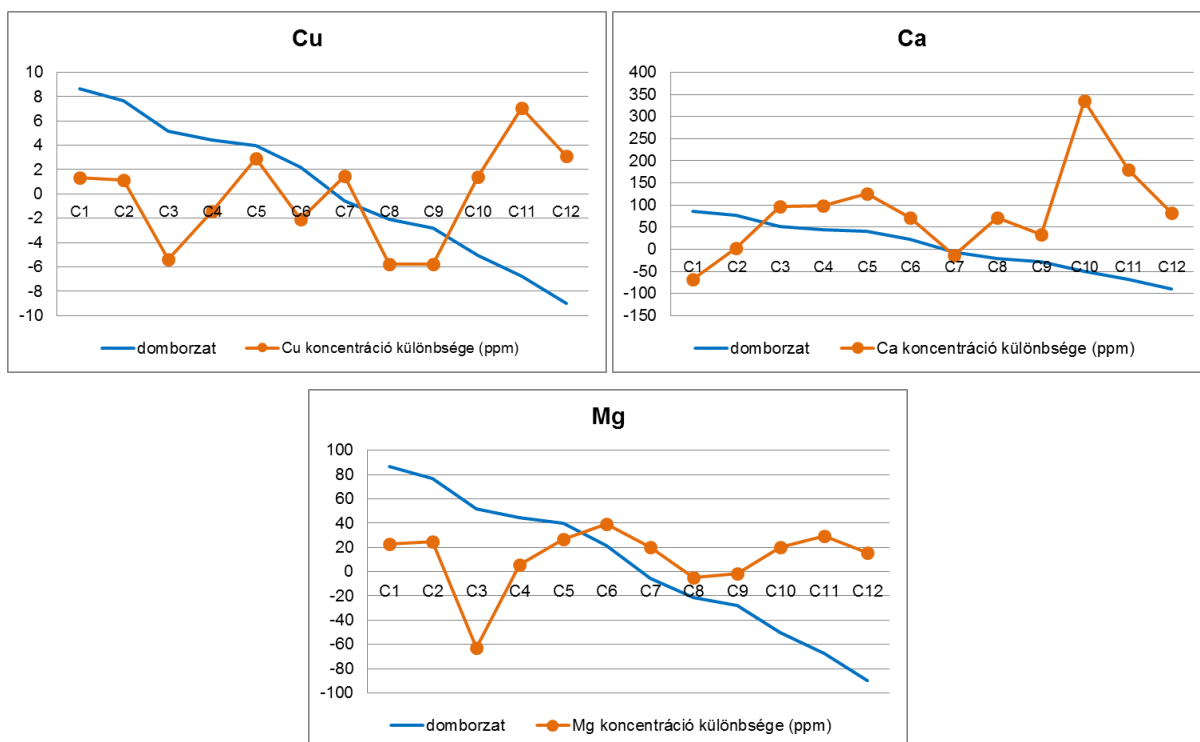
7.5. ábra A felvehető Cd tartalom (ppm) tér- és időbeli alakulása egy csapadékesemény hatására (2001. március, június)



7.6. ábra A felvehető P tartalom (ppm) tér- és időbeli alakulása egy csapadékesemény hatására (2001. március, június)

Az egyes lejtőszegmensek tápanyagprofiljának időbeli változását (2001. március – 2001. június) vizsgálva nyomon követhető a feltalaj tápanyag tartalmának térbeli differenciációja. Az egyes lejtőprofilok (hat lejtőszegmens esetén) mintavételi pontjaiban (12 lejtőmenti mintavételi pont) mért koncentráció értékeket kivontuk egymásból, majd a kapott koncentráció különbség értékeket a lejtőprofilal összefüggésben ábrázoltuk (7.7. ábra). Azon elemek esetében, melyek szelvény mentén vertikális elmozdulása nem jellemző, a két időpont közti koncentráció különbségért elsősorban a talajerózióval történő elmozdulás tehető felelőssé. A lejtő menti tápanyag eloszlás az idő múlásával ennek megfelelően differenciálódik, a lejtő korábban már megfigyelt erózió veszélyesebb szakaszain csökken, az akkumulációs zónában pedig nő a tápanyagtartalom. A felszíni folyamatok következtében kirajzolódik az adott lejtőre jellemző állapot, melyet elsősorban a lejtőprofil, valamint a talajerózióra ható egyéb tényezők (mint pl. a csapadék, a talajművelés módja, iránya stb.) befolyásolnak (Farsang et al. 2005a, 2005b).





7.7. ábra A P, Zn, Pb, Ni, Cu, Ca és a Mg koncentrációk 2001. márciusi és 2001. júniusi mérések közötti különbségei a lejtőprofil tükrében (a 2001. júniusi koncentráció értékekből kivonva a 2001. márciusban ugyanazon pontban mért koncentrációt, a Ni esetében a szintkülönbség értékek 10-zel osztva, a Ca, Mg esetében 100-zal szorozva szerepelnek, a Ca esetében a koncentráció különbséget 10-zel osztva, a Zn, Pb, Ni koncentráció különbség értékeket 10-zel szorozva jelenítettem meg)

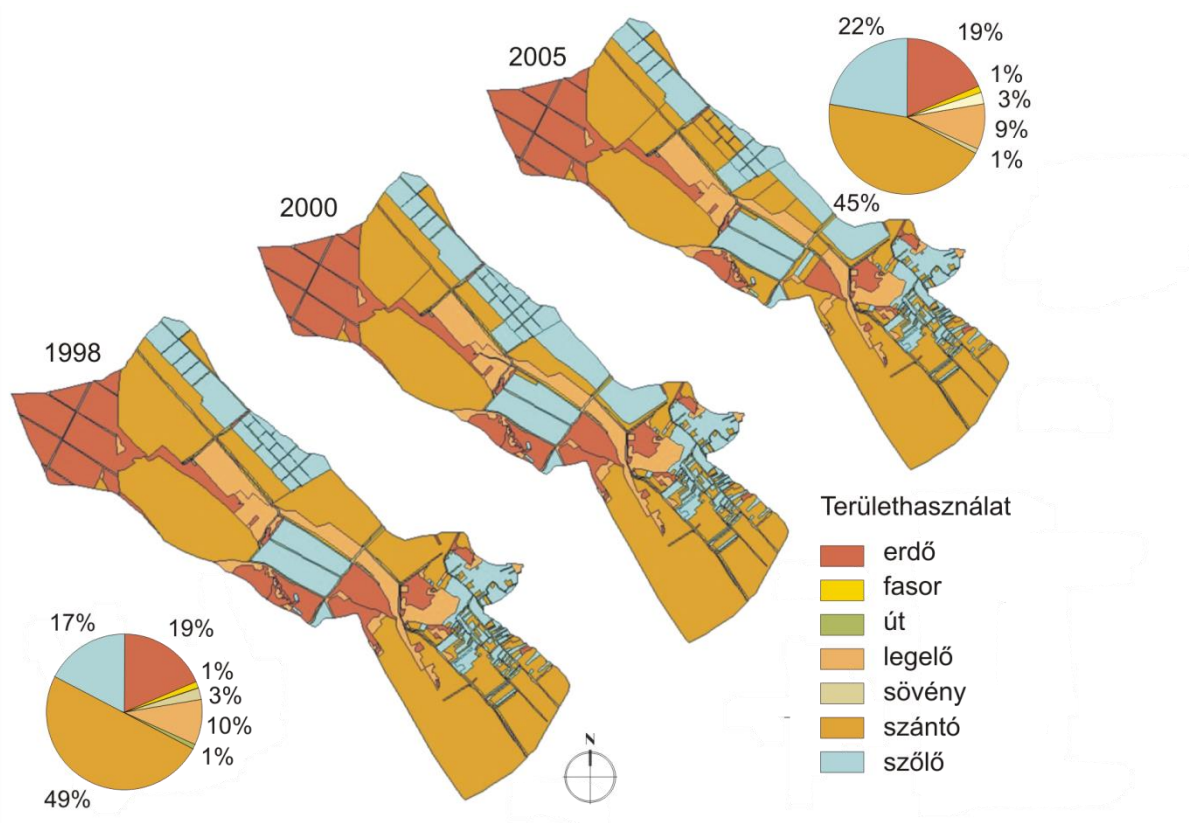
A feltalaj makro- és mikroelem koncentrációjának térbeli elrendeződése egyes elemek esetében hasonlóan alakult, azaz a domináns térbeli változási tendenciákat figyelve két elemcsoport bontakozott ki. A teljes mintaparcellára vonatkozó vizsgálatok alkalmával egyező térbeli átrendeződési mintázatot mutatott, valamint hasonló lejtőmenti időbeli változási tendencia volt jellemző a P, K, Pb, Zn, Ni, Pb, Cu, Cd, Co esetében. A koncentráció csökkenés az erózióknak leginkább kitett lejtőszakaszokon volt megfigyelhető, míg az akkumulációs térszíneken koncentráció növekedést mértünk. A lejtőmenti idő- és térbeli változás alakulását illetően eltérően viselkednek, s így nem sorolhatók a fenti csoportba a vizsgált elemek közül a Ca, Na, Al, Fe, Mg. Az első elemcsoportba tartozó fémek térbeli eloszlása szoros kapcsolatot mutat a humusztartalom és a talaj fizikai paramétereinek (kötöttség) térbeli alakulásával, s ezen elemek közül kerülhetnek ki azok, melyek az eróziós folyamatok indikátoraként is szolgálhatnak (Duttmann 1999, Farsang, Barta 2004, Farsang et al. 2004). A második elemcsoport tér- időbeli változása lejtőalaktól függetlenül zajlott, az eróziótól függetlenül a mintavételi pontok jelentős részében kisebb mértékű koncentráció növekedés volt tapasztalható a vizsgált időszakban. Ez a talajképző közet, ill. az ezen elemek felhalmozódási helyéül szolgáló B szint felszín közelbe kerülésével magyarázható.

7.1.2. A területhasználat változásának hatása a feltalaj mikroelem forgalmára

A területhasználat és az erózió mértékének kapcsolatát már számos tanulmány tárgyalta (Jordán et al. 2005, Szilassi et al. 2006, Kitka et al. 2006, 2008a, b, Centeri et al. 2009, Kitka 2009). Kutatásunk során a területhasználat váltás konkrét parcella eróziós viszonyaira vonatkozó hatásának becsléséhez, a talajveszteség, ill. akkumulációs szakaszok lejtő menti változásának meghatározásához az *Erosion 2D-t* használtuk (Schmidt, 1996). A

modell, mely a lejtővel párhuzamosan szimulálja a kiválasztott csapadékesemény során bekövetkező talajlehordást (Michael, 2000), három részmodellből tevődik össze: lejtésviszonyokat bemutató részmodell, infiltrációs részmodell, talajlehordás/felhalmozódás részmodell. A lejtőprofil a vízválasztótól a völgytalpig meghatározható az első részmodellben úgy, hogy a szimuláció során a modell figyelembe vegye a kisebb felszíni formákat és a lineáris elemeket (útbevágások, árkok stb.). A modell adatszükségletét a 6. fejezet tartalmazza. A modellszámításokhoz szükséges domborzati- és talajparaméterek adott lejtőszegmensre történő mérését, ill. mintavételét 2004 májusában végeztük el. Az említett 25 méterenkénti rácspontok mindegyikére megtörtént a szemcseösszetétel, a fizikai féleség, valamint a humusztartalom meghatározása. A modellt egy 2005. májusi csapadékeseményre futtattuk.

A rendszerváltást követő vízgyűjtőre vonatkozó területhasználati változások fő jellemzője (7.8. ábra), hogy a legelő és szántó területek aránya csökkent, a szőlő területek aránya mintegy 5%-kal nőtt, míg az erdő területek aránya változatlan maradt.



7.8. ábra Területhasználat változás a mintavízgyűjtőn 1998-2007. (Kitka, Farsang, 2010)

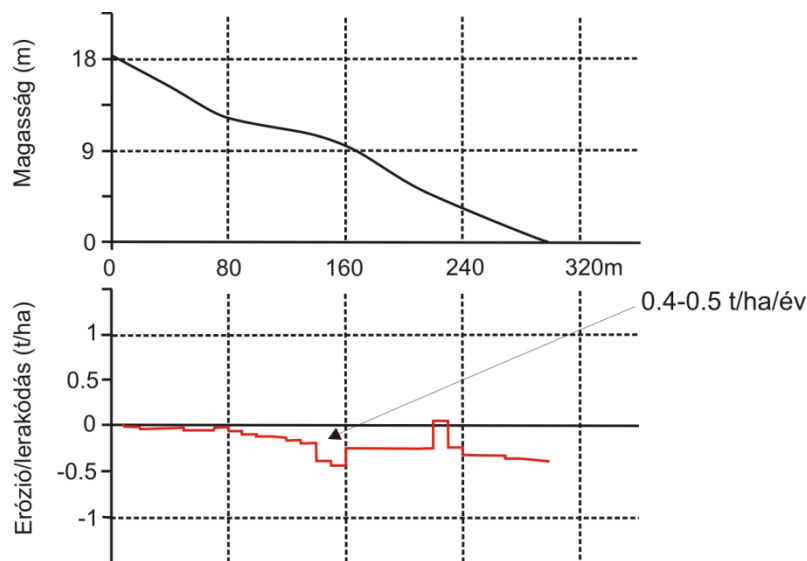
A mintaparcellán 1990 előtt szántó területhasználat volt (a modellt őszi búza hasznosításra futtattuk), ezután nagyüzemi szőlőtermesztés kezdődött, amely napjainkban is folytatódik. A művelési ág váltását követően megváltoztak a feltalaj jellemzői, a növényborítottsággal együtt a felszín érdessége, valamint erózióval szembeni ellenálló képessége. A vízgyűjtő 12 különböző művelésű parcelláján áprilistól októberig tartó havi gyakorisággal végzett növényborítottsági méréseink (%) (7.2. táblázat) azt mutatják, hogy a széles sortávolság és az alkalmazott szőlőművelési eljárás következtében az érintett területeken a növényborítottság az év nagy részében a korábbi szántó műveléshez képest felére csökkent, növelve ezzel a talaj- és tápanyag lemosódás veszélyét.

Termények parcellánként	Felszínborítás mértéke (%)				
	Április	Május	Június	Augusztus	Október
1. műveletlen	53,0	62,0	98,0	99,0	100,0
2. őszi búza	46,6	98,0	100,0	89,6 (tarló)	100,0 (tarló)
3. őszi búza	88,0	100,0	100,0	2,0 (szántva)	65,0 (cukorrépa)
4. őszi búza	65,6	100,0	100,0	96,0 (tarló)	100,0 (tarló)
5. őszi búza	65,6	100,0	100,0	56,3	25,0
6. szőlő	51,0	51,3	55,6	47,0	100,0
7. szőlő	41,0	35,6	52,6	59,0	49,3
8. kukorica	-	24,6	74,6	100,0	100,0
9. kukorica	-	14,6	46,3	100,0	100,0
10. lucerna	-	98,0	99,0	100,0	100,0
11. kukorica	-	16,0	63,6	100,0	100,0
12. repce	-	78,0	98,0	22,6 (tarló)	58,6
13. szőlő	16,0	16,3	22,0	51,0	50,0
14. kukorica	-	15,3	40,3	100,0	100,0

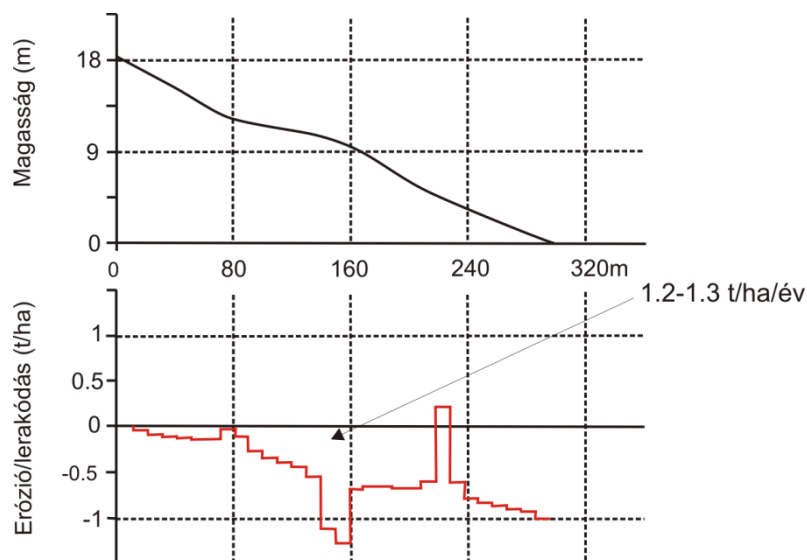
7.2. táblázat Felszínborítottsági értékek (%) változása a Cibulka vízgyűjtőn 2001. április és október között terepi felmérések alapján

A szőlőparcellák felszínborítottsági értékeit a szántókéhoz hasonlítva megállapítható, hogy az ültetvények talajárnyékoló hatása kisebb a szántóföldi kultúrákénál, s a rendszeres gyomirtási munkákkal igyekeznek a sorok talajfelszínét teljesen kopáran, „gyommentesen” tartani. Mivel a szőlőtelepítés jelen esetben is főként a déli expozíciójú lejtőkön jellemző, így a feltalaj erőteljesebb kiszáradása tovább fokozza az erózió hatását.

A talajjellemzőket 2004. májusban, illetve júniusban mértük. A modellt egy 2005. májusi csapadékeseményre (időtartam: 1 óra, intenzitás: 19,3 mm/óra) futtattuk (7.9. és 7.10. ábra).



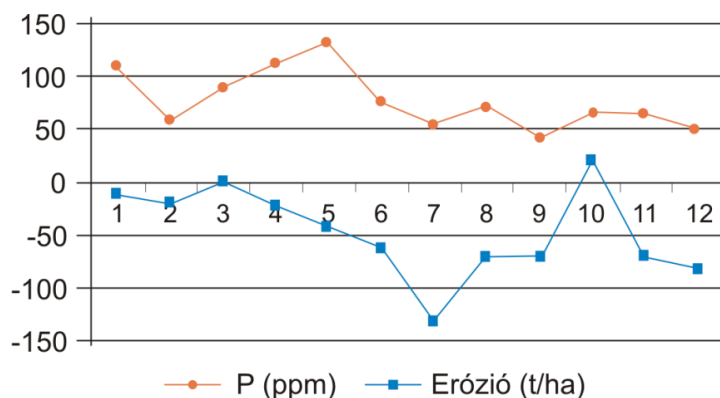
7.9. ábra A tesztparcella eróziós és akkumulációs mutatói a lejtő mentén szántó (őszi búza) hasznosítás esetén



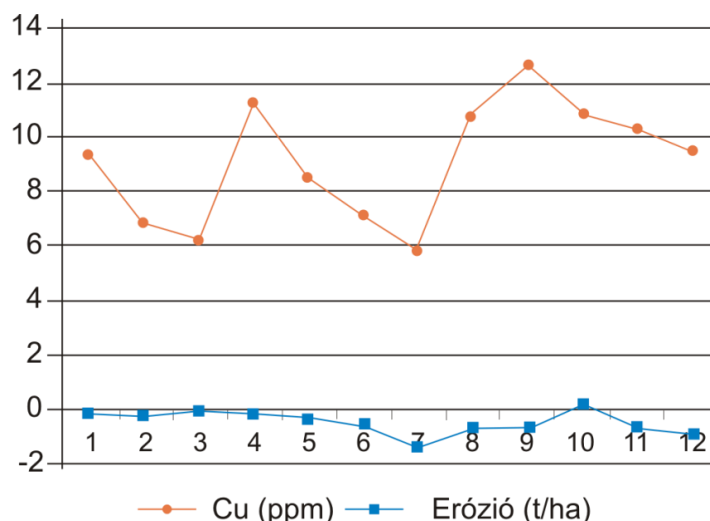
7.10. ábra A tesztterület eróziós és akkumulációs mutatói a lejtő mentén nagyüzemi szőlőtermesztés esetén

A két eltérő területhasználat beállítása mellett ugyanazon csapadék esemény talajlehordási görbéjét összehasonlítva megállapítható, hogy a lejtőalak által indukált talajeróziós folyamatokat a területhasználat váltás felerősítette, a kritikus pontokon jelentősen nőtt az éves talajvesztés. A lejtő középrészen található intenzív lepusztulási területen az őszi búza termesztése alatt 0,4–0,5 t/ha/év volt a jellemző talajvesztési érték. A területhasználat szántott sorközü szőlő ültetvényre váltásával ez az érték e térszen 1,2–1,3 t/ha/évre nőtt.

Az E2D-vel vizsgált lejtőszakaszokon azon térrészek erózió veszélyesek, ahol a görbe negatív tartományba esik, azaz talajelhordódás jellemző. Amely részek a görbe pozitív tartományba csap át, ott akkumulálódhat az elhordott talaj (7.11. és 7.12. ábrák).



7.11. ábra A feltalaj P tartalma és az eróziós-akkumulációs szakaszok lejtő menti változása (az egyes mintavételi helyek távolsága 25 m) (A talajerózió mértékét jelző értékek a jobb láthatóság érdekében 100-as szorzóval szerepelnek.) (2005.05.20. csapadékesemény, szőlő)



7.12. ábra A feltalaj Cu tartalmának és az eróziós-akkumulációs szakaszok lejtő menti változása (az egyes mintavételi helyek távolsága 25 m) (2005.05.20. csapadékesemény, szőlő)

A modell két térrészt jelölt ki, melyeken az anyagforgalom pozitív (lejtő indulásától 70–80 m, és 210–220 m távolságra), s egy szakaszon (a lejtő indulásától mintegy 160 m távolságra) erőteljes eróziót (kb. 1 t/ha) prognosztizál. A kijelölt lejtő felett erdő található, melynek 100 %-os felszín borítottsága következtében a vizsgált parcellán sem a talajszemcsék, sem a tápanyag tekintetében nem jelent jelentős inputot. Az eróziós modell eredményét párhuzamba állítottuk az adott lejtőszegmens tápanyag profiljával, hogy meggyőződjünk arról, hogy az általunk az erózió indikátoraként alkalmasnak tartott fémek valóban jelzik-e ezen modellel kirajzolt tendenciákat (7.11. és 7.12. ábrák). Vizsgálatunk szerint a makroelemek közül leginkább a P és a K, a mikroelemek közül pedig a Cu lejtő menti eloszlása mutat egyezést az eróziós modell által kalkuláltakkal.

A talaj Cu és P koncentrációjának, valamint a talajerózió mértékének lejtő menti együttváltozását SPSS 12.0 for Windows programmal, keresztábla módszerrel vizsgáltuk. Mind a P, mind a Cu esetében a vizsgált pontokban (3 ill. 4 pontot kivéve) az erózió mértékének növekedése a talaj elemtartalmának csökkenésével jár együtt (7.3. és 7.4 táblázat).

Talaj P koncentráció (ppm)	Erózió (t/ha)		
	csökken	nő	összesen
csökken	0	6	6
nő	3	2	5
összesen	3	8	11

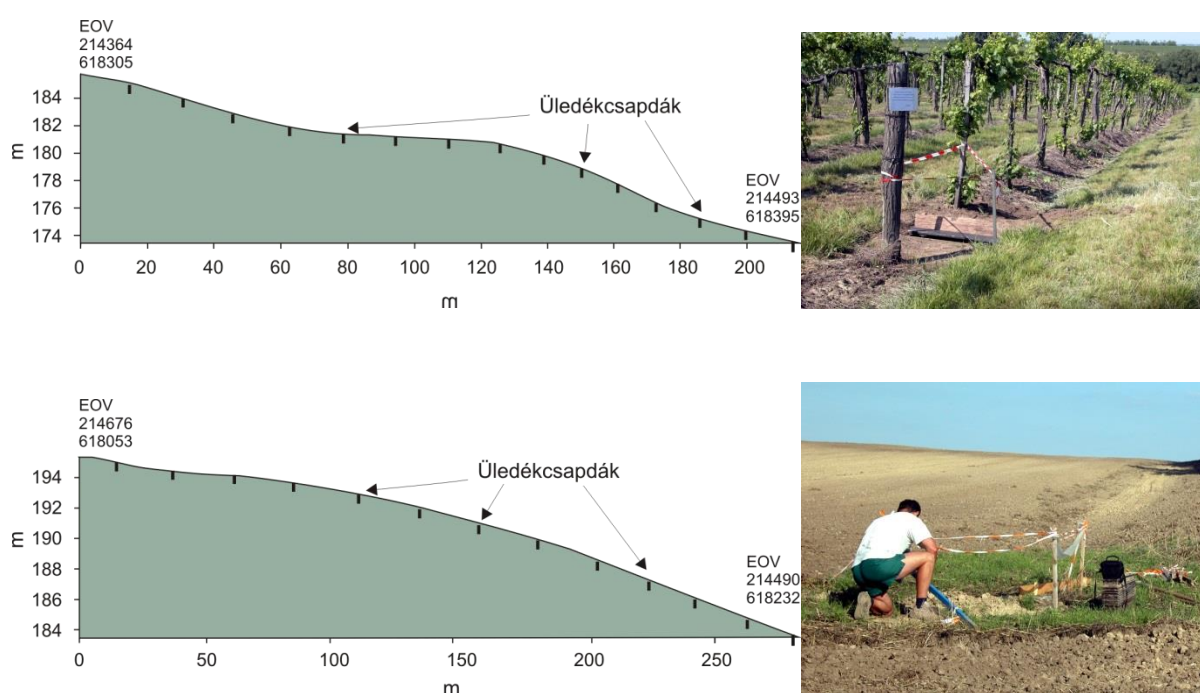
7.3. táblázat A talaj P tartalmának lejtőmenti változása és a talajerózió mértékének változása keresztáblán

Talaj Cu koncentráció (ppm)	Erózió (t/ha)		
	csökken	nő	összesen
csökken	2	6	8
nő	1	2	3
összesen	3	8	11

7.4. táblázat A talaj Cu tartalmának lejtőmenti változása és a talajerózió mértékének változása keresztáblán

7.1.3. A makro- és mikroelem tartalom feldúsulási tendenciájának vizsgálata a lejtő irányban mozgó üledékben

Az erózióval mozgó makro- és mikroelemek viselkedésének további feltárásához üledékcsapdákat helyeztünk el a vizsgált terület két különböző területhasználatú parcellájának (szőlő, őszi búza), mintegy 300 m hosszú lejtőszegmensén 20–25 m-enként (7.13. ábra). Ezekből a lemosódó üledéket, ill. az üledékcsapda környéki feltalajt (0–5 cm) csapadék eseményekhez kötődően gyűjtöttük. A homogenizált átlagmintákból leiszapolható-rész, szervesanyag tartalom elemzést, valamint összes elemtartalomra és növény által felvehető elemhányadra vonatkozó vizsgálatot végeztünk. Az erózióval mozgó üledékben dúsuló agyagfrakció és elemtartalom meghatározására a 6. fejezetben ismertetett módon feldúsulási faktorokat (FF) számoltunk. Az üledékcsapdák ürítését és a környező területek feltalajának átlag mintázását 2004-2005 folyamán összesen öt erozív csapadékeseményhez kapcsolódóan végeztük (7.5. táblázat).



7.13. ábra Az üledékcsapdák elhelyezkedése a szőlő és a szántó mintaparcellán

A két különböző területhasználatú lejtőn a talajcsapdákból felhalmozódott üledék, valamint a mellőlük gyűjtött feltalaj elemösszetételének, leiszapolható rész tartalmának, valamint a szervesanyag tartalmának alakulását a 7.5. táblázat foglalja össze. A két eltérő területhasználatú szomszédos parcella talajtani tulajdonságait tekintve jelentős különbséget nem tapasztalhatunk, a területek talajának sem fizikai félesége, sem szervesanyag tartalma jelentősen nem tér el. A könnyen oldható P tartalom ($AL-P_2O_5$) értékei nem haladják meg egyik területen sem a 4.1 fejezetben taglalt, környezeti szempontból kritikus értéket (Sharpley et al. 1994). Az összes elemtartalmat tekintve is nagy hasonlóság mutatkozik a két parcellát illetően, csupán a Cu koncentrációban van némi eltérés a szőlő terület talajának javára.

Vizsgált paraméter koncentrációja	Mértékegység	N	Min.	Max.	Közép-érték	Szórás	N	Min.	Max.	Közép-érték	Szórás
Szőlő							Szántó				
Cu üledékben	mg kg ⁻¹	41	12,6	61,3	28,3	7,3	35	20,4	58,7	31,9	9,2
Cu talajban	mg kg ⁻¹	41	16,9	36,1	23,9	5,3	35	14,5	57,8	31,9	9,9
Ni üledékben	mg kg ⁻¹	41	30,1	103,3	58,5	17,2	35	18,2	112,0	57,8	27,1
Ni talajban	mg kg ⁻¹	41	9,6	59,9	30,1	11,9	35	19,1	55,8	33,6	10,9
Pb üledékben	mg kg ⁻¹	41	12,8	56,2	31,4	13,1	35	10,6	56,3	31,2	13,5
Pb talajban	mg kg ⁻¹	41	15,0	36,2	25,9	7,2	35	12,5	53,3	31,7	10,8
Cr üledékben	mg kg ⁻¹	41	38,4	134,9	57,1	15,7	35	30,1	76,0	52,6	10,7
Cr talajban	mg kg ⁻¹	41	20,1	59,8	46,2	7,8	35	16,2	65,2	46,1	10,4
Zn üledékben	mg kg ⁻¹	41	91,9	196,5	135,7	23,1	35	93,8	167,7	137,8	23,6
Zn talajban	mg kg ⁻¹	41	56,0	173,9	136,2	23,1	35	101,7	166,8	129,6	20,1
Co üledékben	mg kg ⁻¹	41	0,6	38,6	16,9	13,1	35	1,3	41,1	22,1	12,5
Co talajban	mg kg ⁻¹	41	4,8	42,1	21,3	11,3	35	2,9	45,2	27,1	11,9
leiszapolható rész üledékben	m/m%	41	32,0	81,1	58,7	11,9	35	38,2	83,2	60,5	11,6
leiszapolható rész talajban	m/m%	41	25,4	73,2	52,3	15,6	35	27,0	78,5	52,4	17,7
humusz üledékben	m/m%	28	0,4	3,9	2,1	1,0	24	0,5	3,1	1,4	0,6
humusz talajban	m/m%	28	0,5	4,8	1,1	0,8	24	0,2	2,7	0,9	0,5
P ₂ O ₅ üledékben	mg kg ⁻¹	28	11,5	64,0	35,1	16,8	24	8,4	61,6	19,0	11,8
P ₂ O ₅ talajban	mg kg ⁻¹	28	5,9	51,6	22,7	13,7	24	3,0	18,6	10,3	3,8

7.5. táblázat A két különböző területhasználatú lejtő (szántó és szőlő) végzett üledékcspadás kísérletek összegző leíró statisztikája (2004. kora nyári mérések)

	Cu	Ni	Pb	Zn	Cr	Co	leiszapolható rész	humusz	P ₂ O ₅
Cu	1,000								
Ni	-0,128	1,000							
Pb	-0,223	-0,056	1,000						
Zn	0,464	-0,320	0,214	1,000					
Cr	0,252	0,466	-0,556	0,038	1,000				
Co	-0,246	0,004	0,897	0,090	-0,564	1,000			
leiszapolható rész	-0,149	0,424	0,221	0,011	0,304	0,114	1,000		
humusz	0,406	-0,175	-0,256	0,412	0,181	-0,468	-0,127	1,000	
P ₂ O ₅	0,379	-0,379	-0,189	0,505	0,062	-0,395	-0,258	0,801	1,000

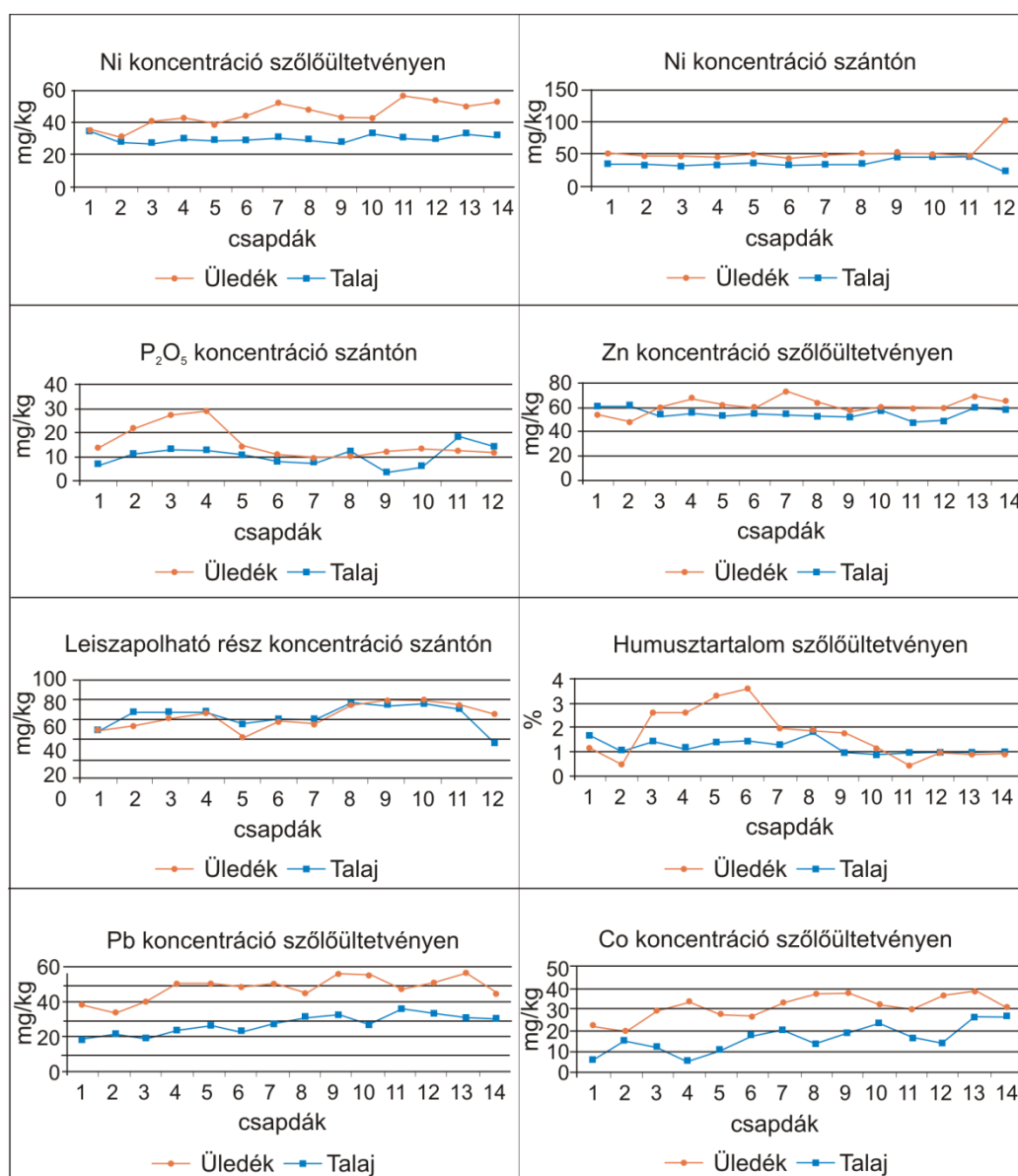
7.6. táblázat Az erózióval elmozduló szedimentben mért elemkoncentráció és leiszapolható rész, valamint a humusztartalom korrelációs mátrixa. (Pearson korreláció, n=76, a 0.01 szignifikancia szinten szignifikáns korreláció (2-tailed) pirossal jelölve)

Az erózióval mozgó szedimentben mért szervesanyag tartalom, leiszapolható rész és elemtartalom összefüggéseit korrelációs számításokkal vizsgáltuk. Megállapítható, hogy a Cu, Zn és az AL-P₂O₅ tartalom a szediment szervesanyagával mutat szignifikáns kapcsolatot, míg a Ni és a Cr koncentráció az elmozduló talaj leiszapolható rész tartalmával korrelál (7.6. táblázat).

Az egyes paraméterek esetén a talaj és a szediment koncentrációkat összevetve megfigyelhető, hogy minden paraméter esetében a csapdázott üledék értékei mind a minimum, mind a maximum, mind pedig a középérték tekintetében magasabbak az eredeti

talajban mérteknél (7.5. táblázat). Ez a tendencia az egyes lejtő menti mintavételi pontok csaknem mindegyike esetében megfigyelhető, melyet az egyik legintenzívebb csapadékesemény (2004. június 24.) példáján a 7.14. ábra mutat be.

A mérési eredményeink alapján megállapítható, hogy a területhasználat nem csak az erózió veszélyességre van hatással (Szatmári, Barta 2012, 2013), de az adott talajtípus és lejtőviszonyok mellett befolyással van az elemfeldúsulási folyamatokra az erózióval mozgatott üledékben a helyben található talajtípushoz képest (7.7. táblázat, 7.14. ábra). Minden általunk vizsgált komponens esetében a szőlő területen mozgó üledékben tapasztalhatók magasabb feldúsulási értékek, kivéve a foszfát tartalmat. A szőlő területre átlagosan $FF=1,2$ agyagfeldúsulás és $FF=2,1$ szervesanyag feldúsulás jellemző. A mikroelemek közül a leginkább a Ni ($FF=2,2$), a Zn ($FF=1,3$), a Co ($FF=1,2$) és a Cu ($FF=1,2$) dúsul az erózióval mozgó üledékben. Ezen elemek esetében az egymintás t-próba alkalmazásával a mintában a vizsgált valószínűségi változó (FF) átlaga szignifikánsan eltért az adott 1,0 értéktől 0,05 szignifikancia szint mellett. Az Pb ($FF=1,1$) és a Cr ($FF=1,03$) az üledécsapdák anyagában a környező feltalajjal közel azonos koncentrációban van jelen.



7.14. ábra. A szervesanyag tartalom, leiszapolható rész, valamint mikro- és makroelem koncentráció alakulása a talajban és az elmozduló üledékben szántó és szőlő területen (csapadék esemény: 2004.06.24.)

A szántó mintaterület üledékcsapdáiban felfogott szedimentben a vizsgált nehézfémek esetében a Zn-et kivéve nem tapasztalható feldúsulás. A Zn FF értéke 1,2, a többi mikroelem esetében azonban 1,0 körüli vagy az alatti FF értékeket mértünk. Az agyag frakció 1,2-szeres, míg a szervesanyag tartalom 1,8-szeres az üledékben a helyben maradó talajéhoz képest. A szántón, feltehetően a műtrágyázás következtében, az ortofoszfát jelentősen dúsul a mozgó szedimentben, a feldúsulási faktor 2,1. Ezen eredmények egybecsengenek *Duttmann* (1999) méréseivel, aki 1996-ban és 1997-ben 120 üledék mintában vizsgálta a P feldúsulást, s 1,78-as feldúsulási faktor értékeket kapott az erózióval elmozduló üledékben. *Sharpley* (1985) a különböző P-formák esetében 1,48–2,89 FF értékeket mért, s jellemzően a könnyen oldható P formák dúsulási értékét tapasztalta magasabbnak. Ugyanakkor a *Massey és Jackson* (1952) által feltételezett, az erózió mértéke (t/ha) és az egyes elemekre kapott feldúsulási faktor értékek logaritmusai közötti lineáris kapcsolat a két mintaterületen nem volt igazolható.

	N	Min.	Max.	Mean	Std. Dev.
Szőlő					
FF Cu	41	0,7	3,0	1,2	0,4
FF Ni	41	1,0	6,8	2,2	1,1
FF Pb	41	0,7	2,1	1,1	0,5
FF Zn	41	0,8	3,1	1,3	0,4
FF Cr	41	0,7	2,8	1,0	0,3
FF Co	41	0,1	6,9	1,2	1,5
FF leiszapolható rész	41	0,6	2,4	1,2	0,5
FF humusz	28	0,4	5,5	2,1	1,2
FF P ₂ O ₅	28	0,6	3,4	1,8	0,7
Szántó					
FF Cu	35	0,4	1,9	1,0	0,3
FF Ni	35	0,4	5,8	1,0	1,6
FF Pb	35	0,6	1,6	0,9	0,2
FF Zn	35	0,6	2,5	1,2	0,3
FF Cr	35	0,8	1,5	1,1	0,2
FF Co	35	0,1	4,9	0,9	0,8
FF leiszapolható rész	35	0,7	2,2	1,2	0,4
FF humusz	24	0,5	6,3	1,8	1,7
FF P ₂ O ₅	24	0,7	4,9	2,1	1,2

7.7. táblázat Az összes elemtartalom (ppm), humusz% és leiszapolható rész (%) feldúsulási faktorainak (FF) alakulása a szőlő és szántó parcellán (2004)

Az erózióval elmozduló üledék elemfeldúsulási tendenciáit, s így a csapadékeseményekhez kötődő elemelmozdulási folyamatokat vizsgálva fontos kérdés az összes elemtartalom, ill. a növény által felvehető, könnyen oldható elemtartalom feldúsulási és elemelmozdulási tendenciáinak összevetése. Ennek érdekében az összes elemtartalom vizsgálatokon túl elvégeztük a mobilis, könnyen oldható (Lakanen-Erviö feltárással oldatba vitt) elemtartalom feldúsulásának elemzését az erózióval mozgó üledékben egy eróziós esemény kapcsán. A 2005. május 18-i csapadékesemény egy nagy intenzitású csapadék esemény volt (időtartam: 100 min, csapadék összeg: 17 mm, intenzitás: 55,2 mm/h) (7.8. táblázat). A könnyen oldható elemtartalom feldúsulása kapcsán az összes elemtartalomhoz hasonlóan megállapítható, hogy a szőlő parcellán jellemzően magasabbak a feldúsulási faktor értékek, mint a szántón. A szőlő parcellán a Zn, Cu, Cr és Ni feldúsulása a legjellemzőbb az elmozduló szedimentben (FF: 1,4–1,6). Az egymintás t-próbával ellenőrizve a mintában a vizsgált valószínűségi változó (FF) átlaga 0,05 szignifikancia szinten szignifikánsan eltért az

1,0 értéktől. Az Pb és Co feldúsulása alacsonynak adódott, FF=1,1. A szántó parcellán a vizsgált eróziós események esetében a Zn és a Ni esetében tapasztaltunk feldúsulást (FF=1,16 ill. 1,18), míg a többi mikroelem tekintetében nem figyelhető meg a könnyen oldható hányad feldúsulása az erózióval elmozduló szedimentben.

	Zn talaj mg/kg	Zn üledék mg/kg	Zn ff	Pb talaj mg/kg	Pb üledék mg/kg	Pb ff	Cu talaj mg/kg	Cu üledék mg/kg	Cu ff	Leisz. Talaj %	Leisz. Üled. %	Leisz. ff
szőlő szórás	0,96	1,70	0,75	1,77	0,87	0,17	5,13	7,59	0,94	4,29	5,25	0,18
szőlő átlag	2,91	4,05	1,54	9,23	10,02	1,11	10,02	14,20	1,64	30,29	24,02	0,80
búza szórás	0,61	0,43	0,19	0,98	1,58	0,16	3,94	0,31	0,07	6,86	2,85	0,37
búza átlag	3,16	3,40	1,16	10,65	9,94	0,91	7,62	2,61	0,51	27,22	26,73	1,06
	Co talaj mg/kg	Co üledék mg/kg	Co ff	Cr talaj mg/kg	Cr üledék mg/kg	Cr ff	Ni talaj mg/kg	Ni üledék mg/kg	Ni ff	H% talaj	H% üledék	H% ff
szőlő szórás	0,25	0,25	0,44	0,29	0,32	1,70	0,45	0,73	0,71	0,71	0,67	0,66
szőlő átlag	0,89	0,92	1,12	1,01	1,24	1,65	1,32	1,78	1,46	1,62	2,35	1,67
búza szórás	0,23	0,15	0,31	0,36	0,37	0,39	0,42	0,37	0,47	0,438	1,287	2,94
búza átlag	0,90	0,58	0,73	1,39	1,32	0,96	1,44	1,62	1,18	1,849	2,982	1,70

7.8. táblázat A növény által felvehető elemtartalom (ppm), leiszapolható rész (%) és humusz% (Lakanen-Eviö feltárás) feldúsulása az erózióval mozgó üledékekben (Cibulka, 2005. május) (szőlő n=20, szántó n=12)

A területhasználatból adódó elemfeldúsulási különbségek háttérében az eltérő talajművelési mód, valamint a különböző tápanyagpótlási gyakorlat áll. Míg a szántókon elsősorban nitrogén és foszfor tartalmú talajtrágyákat alkalmaznak, a szőlők és gyümölcsösök tápanyag pótlásában egyre nagyobb szerepet kapnak a mikroelem tartalmú levéltrágyák.

7.2. Talaj tápanyagtartalom területi eloszlásának becslése talajtani alapparaméterekkel

A talaj makro- és mikrotápanyag, ill. nehézfém tartalmának nagy területekre kiterjedő térképezése rendkívül idő- és pénzigényes feladat. Több hektárra, vagy akár vízgyűjtőnyi területre kiterjedő tápanyag térképekre pedig szükség van mezőgazdasági és környezetvédelmi célokra egyaránt. S mivel a talaj elemkészlete, főként az intenzíven használt mezőgazdasági területeken évről évre jelentős változáson mehet át, ezen térképezési munkát ugyanazon területre is ismételni kell. A mezőgazdasági gyakorlatban a talaj tápanyag tartalmának térképezése átlag minták képzésével történik, amit egy adott, akár öt hektáros mintaterület különböző pontjairól begyűjtött 15-20 pontminta keverésével állítanak elő. Ezen eljárás már jelentősen összemosza a területi különbségeket, bár a jelenleg használt tápanyag utánpótlási módszereknek megfelel. A jövő a precíziós mezőgazdaságé, amelyben a tápanyag pótlás is a terület talajában mért tápanyag tartalom különbségeinek megfelelően, annak tér- és időbeli változásaira érzékenyen reagálva történik majd.

A talaj felvehető N tartalom ellátottságát már régóta a talaj szervesanyag tartalmával becslik (Patócs et al. 1987; Szatmári 2013; Szatmári, Barta 2012, 2013) figyelembe véve a talaj genetikai típusát, valamint kötöttségét. Kutatásunk során célunk volt annak vizsgálata, hogy vajon azon tápelemek térbeli eloszlása, amelyek talajbeli viselkedését a három alap

talajparaméter, a pH, kötöttség és a szervesanyag tartalom határozza meg (Csathó 1994; Duttmann 1990, 1999; Atalay 2001; Szatmári 2013), becsülhető-e az ezen mért talajadatokból származtatott összefüggések segítségével.

A munka során egy két lépésből álló algoritmust követtünk. Első lépésben a Cibulka-patak 14 km² nagyságú vízgyűjtőjén belül kijelöltünk egy 150*300 m-es parcellát, mely mind területhasználatát, lejtőviszonyait és talajtípusát illetően a vízgyűjtő adottságait jól reprezentálja. Ezen parcellán 25*25 m-es raszter rácspontjai mentén (72 pontból) feltalaj (felső 10 cm) mintát véve elkészítettük a részletes pH (H₂O), C_{org}, kötöttség, és felvehető makro- és mikroelem tartalom térképeket (7.1. fejezet). Ezen mintaparcellán megvizsgáltuk az egyes elemtartalmak (P, K, Ni, Pb) mint függő változók és a talaj alapparaméterei (pH, kötöttség, szervesanyag tartalom) közti regressziós kapcsolatokat. A munka második lépésében elkészítettük a teljes vízgyűjtőre a regressziós összefüggés alapján a talajtani alapvizsgálati paraméterekre alapozott elemeloszlás térképeket. A térképek helyességét, ill. hibáját úgy vizsgáltuk, hogy a meglévő néhány mintavételi pontban mért elemtartalmakat a becsült térkép által adott elemtartalommal összevetettük.

A Cibulka-patak vízgyűjtőjén kijelölt 150*300 m-es parcella (5. és 7.1. fejezetek) átlagosan 6-7°-os lejtőszögű, DK-i lejtésű, területhasznosítása szőlő. A mintaparcella talajtanilag homogén, lösz talajképző kőzeten kialakult mészszelepedékes csernozjom, csupán kis foltokban jelenik meg annak erodált változata. A területre lejtővel párhuzamos szőlőművelés jellemző, melynek sorközeit gyomtalanítják. A viszonylag nagy lejtőszögnek köszönhetően talajerózió jellemző, melynek a tápanyag tartalom területi átrendezésében is nagy szerepe van (Farsang, Rácz 2002). A talaj kémhatása 7,1 és 7,4 között változik, a szervesanyag tartalom átlagosan 2 % körül alakul, csak az extrém erodált területrészekben csökken 0,7%-ra.

7.2.1. A talaj felvehető tápanyagtartalmának közelítése regresszió analízissel

Mint a mellékelt korrelációs mátrix (7.9. táblázat) mutatja, az alap talajparaméterek (pH, C_{org}, kötöttség) és a felvehető P, K, Pb, Ni tartalom között igen szoros korreláció van. Az egyes elemek és a szervesanyag tartalom között van a legerősebb, minden esetben szignifikáns pozitív korreláció, míg a kémhatás és a felvehető elemtartalmak között, a vártak megfelelően szignifikáns negatív korreláció a jellemző.

	pH	kötöttség	C _{org}	AL-P	AL-K	EDTA-Pb	EDTA-Ni
pH	1,00						
kötöttség	-0,40*	1,00					
C _{org}	-0,49*	0,53*	1,00				
AL-P	-0,26	0,28	0,63*	1,00			
AL-K	-0,33	0,38	0,81*	0,74*	1,00		
EDTA-Pb	-0,43*	0,35	0,63*	0,73*	0,58*	1,00	
EDTA-Ni	-0,48*	0,33	0,81*	0,57*	0,71*	0,55*	1,00

7.9. táblázat Az alap talajparaméterek és egyes makro- és mikroelemek közötti korrelációs mátrix (*: szignifikáns korrelációs kapcsolat) (N=72)

Az AL-P és AL-K, valamint az EDTA-Pb és EDTA-Ni értékeket, mint függő változókat, a pH, kötöttség és szervesanyag tartalmat pedig mint független változókat használva regresszió analízist végeztünk a talaj tápanyag tartalmának becslésére (Farsang, Rácz 2002; Farsang, M. Tóth 2003). Mivel a lineáris modell szisztematikusan túlbecsülte a tápanyag tartalmat a mért értékekhez képest, jobb közelítést eredményezett a logaritmus függvény használata:

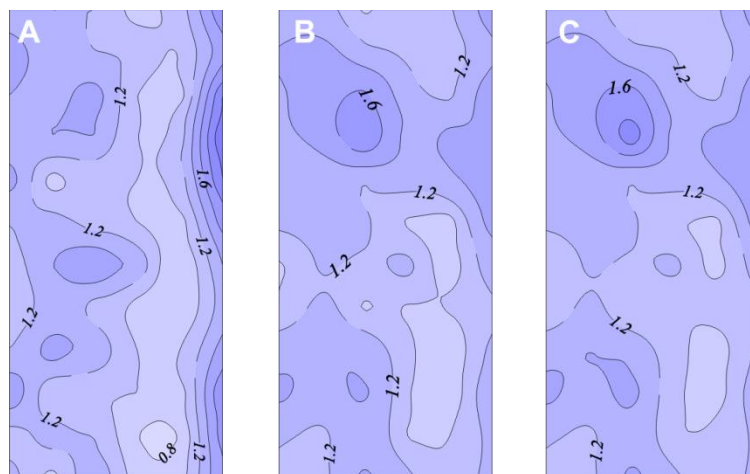
$$AL-P=155,0-0,3*\ln(pH)-65,2*\ln(k\ddot{o}t\ddot{o}tts\acute{e}g)+137,7*\ln(C_{org})+11,0 \quad (r^2=0.72)$$

$$AL-K=197,0*\ln(pH)-121,6*\ln(k\ddot{o}t\ddot{o}tts\acute{e}g)+174,9*\ln(C_{org})+153,1 \quad (r^2=0.79)$$

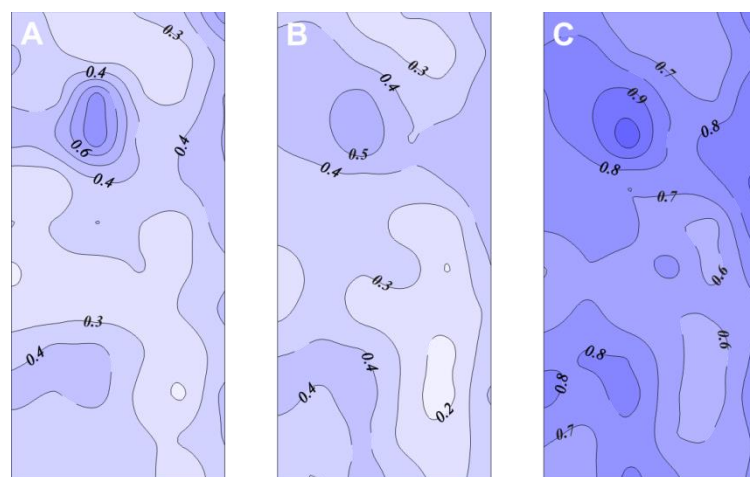
$$EDTA-Pb=11,752-5,375*\ln(pH)+0,561*\ln(C_{org}) \quad (r^2=0.64)$$

$$EDTA-Ni=3,816-1,785*\ln(pH)+0,272*\ln(C_{org}) \quad (r^2=0.78)$$

Ezen becslő függvényeket használva kapott elem eloszlás térképek a mért elemkoncentrációkon alapuló elemeloszlás térképekkel igen nagy hasonlóságot mutatnak (7.15. és 7.16. ábra).

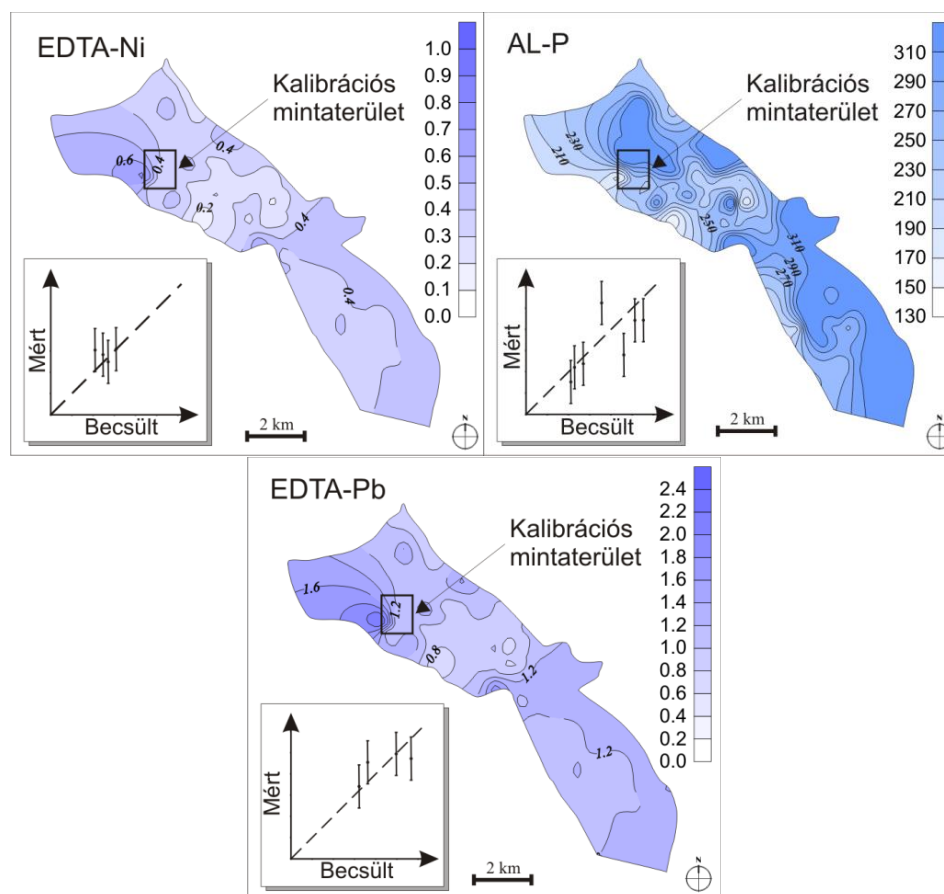


7.15. ábra A felvehető Pb tartalom A) mért, B) a változók logaritmusának lineáris regressziójával becsült, C) a változók lineáris regressziójával becsült térképe (ppm)



7.16. ábra A felvehető Ni tartalom A) mért, B) a változók logaritmusának lineáris regressziójával becsült, C) a változók lineáris regressziójával becsült térképe (ppm)

A fenti regressziós függvényeket alkalmaztuk a P, Ni és Pb térképek elkészítéséhez a teljes vízgyűjtő területére, ahol a talaj alapparaméterek mért adatai rendelkezésünkre álltak a vízgyűjtőn egyenletesen elhelyezkedő mintegy 72 mintavételi pont alapján. A kapott becsült elemtartalom térképek helyességének értékeléséhez a P esetében hét, az Pb térképek esetében négy, a fentiektől eltérő pontban mért felvehető elemtartalom adatokat használtuk (7.17. ábra). A regressziós összefüggések alapján becsült értékek az egész területre jellemző szórás értéknél kisebb mértékben tértek el az adott pontban mért értéktől.



7.17. ábra A vízgyűjtő talajának regressziós függvények alapján becsült P, Ni és Pb eloszlás térképe

A növény által felvehető makro- és mikroelem tartalom térképek kisvízgyűjtő léptékben jó közelítéssel előállíthatók azon talajtani alapvizsgálati paraméterek regressziós becsülőfüggvényei alapján, amely paraméterek az adott változóval szignifikáns korrelációs kapcsolatban állnak.

7.3. A makro- és mikroelem elmozdulás modellezése kisvízgyűjtőn

7.3.1. A talajerózió modellezése

A talajerózió kisvízgyűjtő léptékű modellezéséhez az Erosion2D/3D szoftvert használtuk. A modell futtatásához ArcView és ArcGIS programok segítségével a teljes vízgyűjtőre elkészítettük a szükséges digitális alaptérképeket: digitális domborzat modell, területhasználat, felszín borítottság, érdesség, szemcseösszetétel, szervesanyag tartalom, termőréteg vastagság. Ezek alapján modelleztük a vízgyűjtőre pixelenként és csapadékeseményenként kg/m^2 -ben az eróziót, akkumulációt, ill. a kettő eredőjeként a nettó eróziót. A digitális alaptérképek elkészítését és az E2D/E3D futtatását Kitka Gergely, volt PhD hallgatómossal végeztük.

A 2002-től zajló eróziós vizsgálataink során több igen erózív csapadékeseményt regisztráltunk (7.10. táblázat), melyek többsége jelentős talaj- és tápanyagvesztést okozott a vizsgált területen. Az E2D/3D validálását a 2005-ös, rendkívül csapadékos nyár két nagy zivatarának segítségével végeztük el (Kitka, Farsang 2010).

Csapadékesemények időpontja	Nettó átlag erózió (t/ha)	Csapadék időtartam, összeg (min)-(mm)	Csapadék max. intenzitás (mm h ⁻¹)
2002.07.13.	0,05	20 – 5	28,2
2002.07.18.	6,27	140 – 32,9	51,0
2002.08.06.	0,77	140 – 13,1	18,6
2002.08.07.	1,24	90 – 17,6	45,6
2002.08.20.	1,28	50 – 15,5	55,8
2002.09.20.	0,22	100 – 11,6	27,6
2003.06.24.	0,06	20 – 9,4	37,8
2004.05.07.	n.d.	20 – 2,85	10,8
2004.06.06.	0.03	60-8,95	16,8
2004.06.24.	0,04	90 – 18	31,2
2004.07.30.	0,05	70 – 7,5	21,0
2005.05.14.	0,08	90 – 8,5	21,0
2005.05.18.	4,64	100 – 17,3	55,2
2005.06.15.	0,66	20 – 6,9	39,0
2005.06.29.	0,11	70 – 12,6	39,0
2005.07.11.	0,06	120 – 25,3	45,0
2006.03.06.	n.a.	n.a.-7,2	hóolvadás
2006.07.09.	6,34	n.a.	n.a.
2006.09.19.	4,68	40 – 19,1	12,7

7.10. táblázat. E3D modellezett eredmények a 2002-2006-os évek erózió csapadékeseményeire (a pirossal kiemelt csapadékesemények alkalmával voltak sikeres üledékcsapdás mérések)

A modell bemeneti paramétereinek szemléltetéseként a 2005. július 11-i csapadékeseményt megelőző felvételezés egy-egy szántó és szőlő parcellájának talajadatait mutatom be (7.11. táblázat). A bemeneti paraméterekben a legnagyobb eltérés a két különböző területhasználatú parcella esetében a felszínborításban és a szerves C tartalomban mutatkozott.

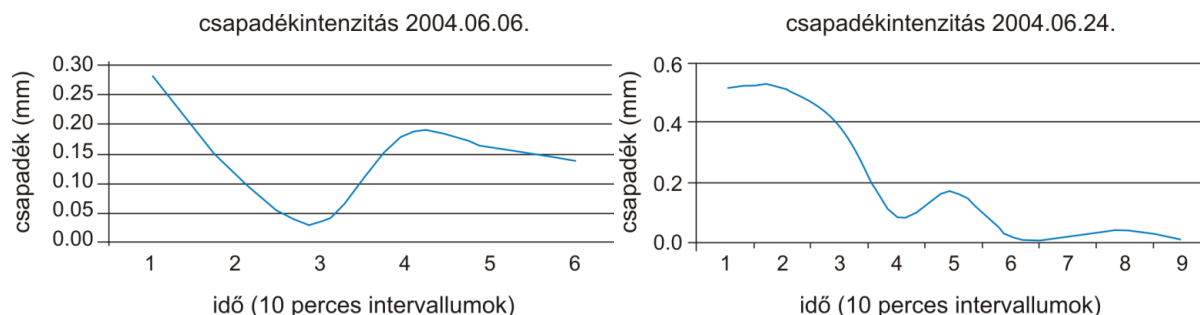
	Szántó (őszi búza)	Szőlő
	Mért paraméter	
talajnedvesség (v/v %)	23	23
felszínborítás (%)	93	53
fizikai féleség	homokos vályog	homokos vályog
szerves C (m/m%)	2,0	2,8
térfogattömeg (kg m ³)	1550	1500
	Paraméter katalógusból átvett paraméter	
Manning féle n (s m ^{-1/3})	0,10	0,16
korrekciós faktor	1,5	1,0
hidraulikus vezetőképesség (mm h ⁻¹)	a térfogattömeg és a mechanikai összetételből számolva	a térfogattömeg és a mechanikai összetételből számolva

7.11. táblázat Az E3D modell bemeneti paraméterei (a 2005. július 11-i csapadékeseményt megelőző talajvizsgálatok alapján) (Farsang et al, 2006 a, b, 2012)

A modellezés eredményeképpen megállapítható, hogy a vizsgált vízgyűjtőn az átlagos nettó erózió a vizsgált időszakban csapadékeseménytől függően 0,05-6,34 t/ha értékeket mutatott (7.10. táblázat). A szakirodalmi adatok szerint az általunk modellezett eróziós értékek a csekély (<2t/ha), valamint a mérsékelt talajveszteségi kategóriába sorolható

(Centeri et al. 2003). Üledékcsapdás mérésekre nem minden erozív csapadékesemény alkalmával nyílt lehetőség, a sikeres csapdázásokat a 7.10. táblázatban pirossal jelöltem.

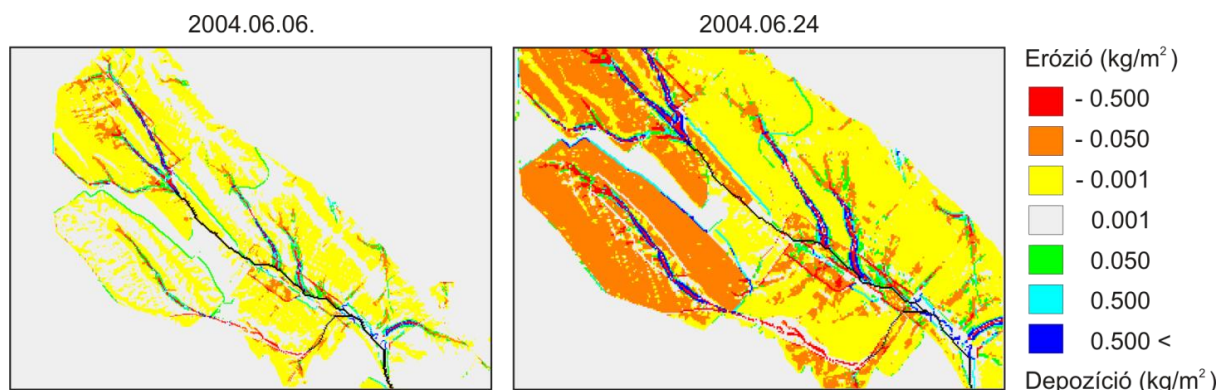
A talajerózió mértékének a Cibulka-vízgyűjtőre vonatkozó térbeli eltéréseinek szemléltetésére két átlagos, bár különböző hosszúságú és intenzitású csapadékeseményre (2004. 06. 06. és a 2004. 06. 24.) futtatott E3D eredményt mutatok be. A modellezett csapadékesemények alakulását a 7.18. ábra szemlélteti.



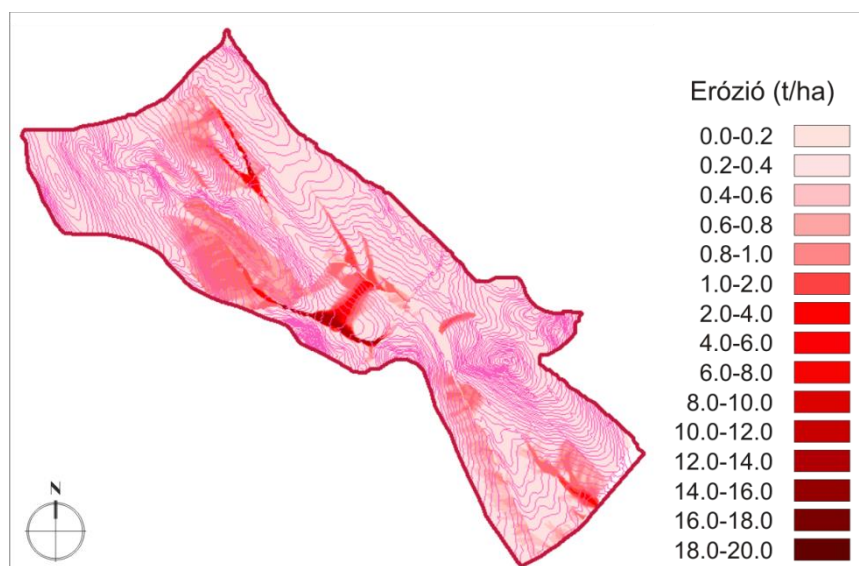
7.18. ábra A csapadékindenzitás alakulása a két modellezett csapadékesemény alkalmával (2004. 06. 06. és a 2004. 06. 24.)

Az erózió és akkumuláció mértéke, valamint ezek vízgyűjtőn belüli területi különbségei a 2004. 06. 06-i és 06. 24-i csapadék események hatására igen eltérően alakulnak (7.19. ábra). A vízgyűjtőn két erózió veszélyes terület rész körvonala azódik, az egyik a vízgyűjtő É-i részének nagy reliefű szántó területein (kukorica, őszi búza), a másik pedig a mintavételi parcellával jellemzett intenzív szőlőművelés alá vont keleti területszomszágokon. Az egyes pixelekre becsült eróziós értékek ezen térrészekon elérik a 0,05–0,5 kg/m² értéket. A depozíciós területek a szántó és szőlő parcellák lejtőalji füves pufferzónáiban találhatók, minden esetben a földutakat, ill. a vízfolyást kísérvé. A legintenzívebb erózió a lineáris formákat kíséri, 0,5 kg/m²-t meghaladó talajpusztulási értékkel.

A vízgyűjtőre modellezett csapadékeseményhez kötődő (2004.06.24.) nettó eróziós rátákat a 7.20. ábra szemlélteti. A legintenzívebben pusztuló térrészekon a nettó erózió 15 t/ha körül alakul. A földutak víz- és hordalékszallító szerepe ezen a térképen is kirajzolódik. A június 24-i zivatar hatására a fejletlen lineáris vízhálózattal rendelkező területeken is 1–2 t/ha lehordódást tapasztalhatunk.



7.19. ábra. Az erózió és akkumuláció mértéke az egyes cellákra vonatkozóan a 2004. 06. 06-i és 06. 24-i csapadék események hatására



7.20. ábra. A nettó talajerózió a vízgyűjtőn a 2004. 06. 24-i csapadék esemény hatására

7.3.2. A mikroelemek csapadékeseményekhez kötődő elmozdulása

Az utóbbi években az agrárökoszisztémák területén, különösen ha azok intenzív művelés alatt állnak, megnőtt a nehézfém terhelés veszélye. Műtrágyák, talajjavító anyagok, peszticidek használata, sőt esetenként még a rendszeres öntözés, ill. a szennyvíziszap kihelyezés is növelheti a talaj nehézfém tartalmát (Csathó 1994). Sharpley és Menzel (1987) a foszforműtrágyázás egyik háttérkövetkezményére, a talaj Cd tartalmának növekedésére hívja fel a figyelmet. Tamás (1992) egy hazai nagyüzem példáján mutatja be, hogy 8 éves időszak alatt a szuperfoszfát műtrágya használata mely fémek (Cu, Zn, Cd, Pb, Mn, Cr, Ni) és milyen mértékű felhalmozódását eredményezi. Szennyvíziszappal kezelt talajokban a nehézfém tartalom szelvény menti változását vizsgálták többek között Lübben *et al.* (1993). Több talajszelvény 90 cm mélységig Cd, Zn, Ni, Cu, Pb, Cr elemekre kiterjedő vizsgálatát követően megállapították, hogy a nehézfém szennyezés csak a felső 45 cm-es talajrétegben észlelhető, a mélyebben elhelyezkedő rétegek szennyezetlenek maradtak. Dämmgen *et al.* (1986) szabadföldi kísérletek során határozták meg és hívták fel a figyelmet az agrárökoszisztéma talajait érő légköri depozícióból származó Pb, Cd és kén terhelés nagyságrendjére.

A nehézfémek talajbéli felhalmozódása alapján primer és szekunder elemtartalmat különíthetünk el. A primer-, vagy elsődleges nehézfém tartalom geogén eredetű. Eloszlása a talajszelvényben a talajképző és mállási folyamatok, valamint a különböző talajtulajdonságok eredménye. Primer nehézfém az egész talajszelvényben megtalálható. A talaj szekunder (antropogén) nehézfém tartalma többnyire a felső, felszín közeli talajszintben halmozódik fel. Nagy része mobil fém tartalom, amely a talaj-víz-növény rendszerbe könnyen bekerülhet.

A mezőgazdasági hasznosítású kisvízgyűjtőink feltalajában is számolnunk kell tehát a szekunder eredetű mikroelem feldúsulással, mely antropogén elemhányad mobilizációs tulajdonságai eltérnek a geogén eredetű elemhányadhoz képest (7.12. táblázat). A feltalajt érintő eróziós folyamatokkal történő elemelmozdulás vizsgálatoknak tehát napjainkban már nem csak a makrotápelemek (P, N) elmozdulásával, hanem a mikroelemek (nehézfémek) erózióval történő térbeli átrendeződési tendenciáinak elemzésével is foglalkozniuk kell.

Felhalmozódás	Primer	Szekunder
Újraelosztás	Litogén→Pedogén←Antropogén	
Mobilitás	növekszik→ ←csökken	

7.12. táblázat Nehézfémek viselkedése a talajban (Rosenkranz *et al.* 1991 nyomán)

Az erózióval elmozduló elemtartalom becslésére kidolgoztuk az egyes erózió csapadék eseményekhez tartozó tápanyag elmozdulás térképek (mg/m^2) elkészítésének lépéseit. Az így elkészült térképeket „dinamikus tápanyag térképnek” neveztük. Ezen térképek segítségével a környezeti szempontból érzékeny mezőgazdasági területeken a tápanyagpótlást a csapadék eseményekhez köthető felszíni tápanyag átrendeződési tendenciák figyelembe vételével lehet tervezni.

Az egy csapadékesemény hatására bekövetkező makro- és mikroelem elmozdulás térképek az alábbi lépéseket követve készültek:

1. Kiindulási tápanyag térképek elkészítése (mg/kg)
2. Feldúsulási faktorok mérése, számítása
3. Talajerózió modellezése a vízgyűjtőre (E2D/E3D) (kg/m^2)
4. A szedimenttel mozgó elemtartalom számítása:

$$\text{elemkoncentráció}_{\text{szedim}} (\text{mg/kg}) = \text{FF}_{\text{elem}} * \text{elemtartalom}_{\text{eredeti feltalaj}}$$
5. Makro- és mikroelem veszteség/-felhalmozódás (mg/m^2):

$$\text{talajerózió/-felhalmozódás} (\text{kg/m}^2) * \text{elemkoncentráció}_{\text{szedim}} (\text{mg/kg}).$$

A mikroelemek csapadék események hatására bekövetkező térbeli átrendeződési tendenciáit a Zn, Cu és a Cd elemek esetében mutatom be.

A 2004. június 6-án zajló csapadék esemény (max. intenzitás 16,8 mm/óra) hatására a legintenzívebben pusztuló területekrészen 200-400 mg/m^2 Zn elmozdulás volt jellemző. Az átlagos Zn elmozdulás 14,26 mg/m^2 a mintaterületen (7.13. táblázat, 7.21. ábra).

		2004.06.06.			2004.06.24.	
	maximum	átlag	szórás	maximum	átlag	szórás
Zn mg/m^2	784,39	14,26	49,35	1928,00	39,09	133,44
Cu mg/m^2	255,45	5,02	16,38	626,03	13,75	44,29
Pb mg/m^2	251,08	4,10	13,93	620,90	11,26	37,29
Cd mg/m^2	-	-	-	40,93	0,84	2,50

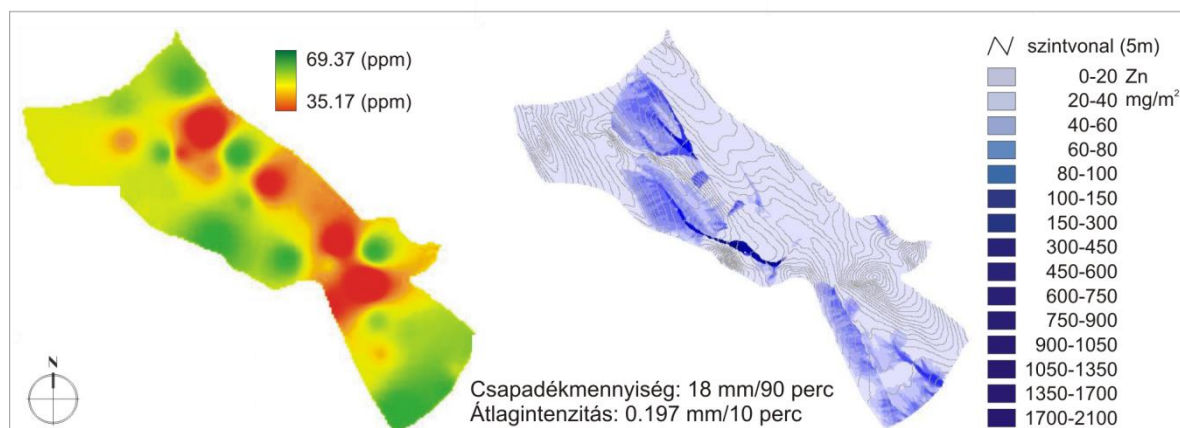
7.13. táblázat A vízgyűjtő feltalajának szemcséhez kötődő mikroelem elmozdulási értékei két csapadék esemény alkalmával (mg/m^2) (Csapadék események jellemzői: 2004.06.06.: időtartam: 15.40-16.40, max. intenzitás: 16,8 mm/óra, kumulált csap.: 8,9 mm; 2004.06.24.: időtartam: 2.40-5.40, max.intenzitás: 31,2 mm/óra, kumulált csap.: 18 mm)

Az intenzívebb 2004.06.24-i csapadékesemény (max. intenzitás 31,2 mm/h) hatására közel 40 mg/m^2 átlagos Zn elmozdulást modelleztünk. A vizsgált elemek közül a Cu és az Pb esetében a június 6-i csapadékesemény alkalmával 4-5 mg/m^2 , míg a június 24-i csapadékesemény hatására 11-13 mg/m^2 átlagos elemelmozdulást valószínűsíthetünk (7.13. táblázat).

A mikroelem elmozdulás területi különbségeit vizsgálva megállapítható, hogy annak térbeli alakulását nem a kiindulási tápanyag térképen fellelhető különbségek határozzák meg. Jól felismerhetők rajtuk az erózióknak leginkább kitett gerincek, a legtöbb mozgó szedimentet levezető vízmosások, árkok, utak. Ezek jelentik a tápanyag- és mikroelem mozgás legjelentősebb csatornáit is. Ezen térrészekon, ill. a legintenzívebb erózióknak kitett területeken, lejtőszakaszokon a nettó erózió elérheti a 14-18 kg/m^2 -es értéket, a Zn elmozdulás a 900-1000 mg/m^2 , a Cu elmozdulás pedig az 500-600 mg/m^2 értéket is (7.21. és 7.22. ábra). Mind a Cu, mind a Zn esetében az erózióval elmozduló üledékben mért elemkoncentráció szignifikáns kapcsolatot mutat a humuszkoncentrációval (7.1. fejezet), vagyis ezen elemek elmozdulásában a humuszfrakció elmozdulása nagy szerepet játszik.

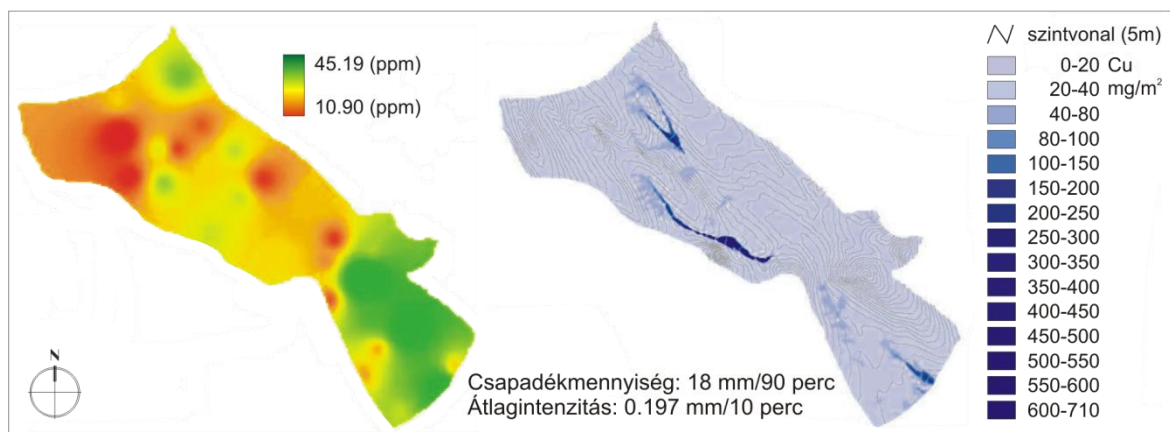
A talaj mikroelem tartalmának erózió okozta elmozdulásával kevés szakirodalom foglalkozik. Romero-Diaz és munkatársai (2012) végeztek spanyolországi (Murcia)

vízgyűjtőre elemelmozdulás vizsgálatokat, mely során két mikroelem esetében (Cu, Zn) a mobilis elemhányadra vonatkozóan szediment csapadék anyagát vizsgálták. A mikroelemek tekintésben a feltárást *Lindsay és Norvell* (1969) szerint végezték, a mobilis foszfor hányadot pedig Olsen módszerrel határozták meg 0.5 M NaHCO₃-os feltárást követően (*Olsen, Dean* 1965). Mivel mi összes elemtartalomra vonatkozóan tekintettük a mikroelemek elmozdulását, az összevetést erre tekintettel kell megtenni. A Zn elmozdulást 2,68 g/ha/év nagyságrendűnek mérték, míg esetünkben egy csapadék esemény hatására elmozduló Zn átlag értéke 140-390 g/ha volt.



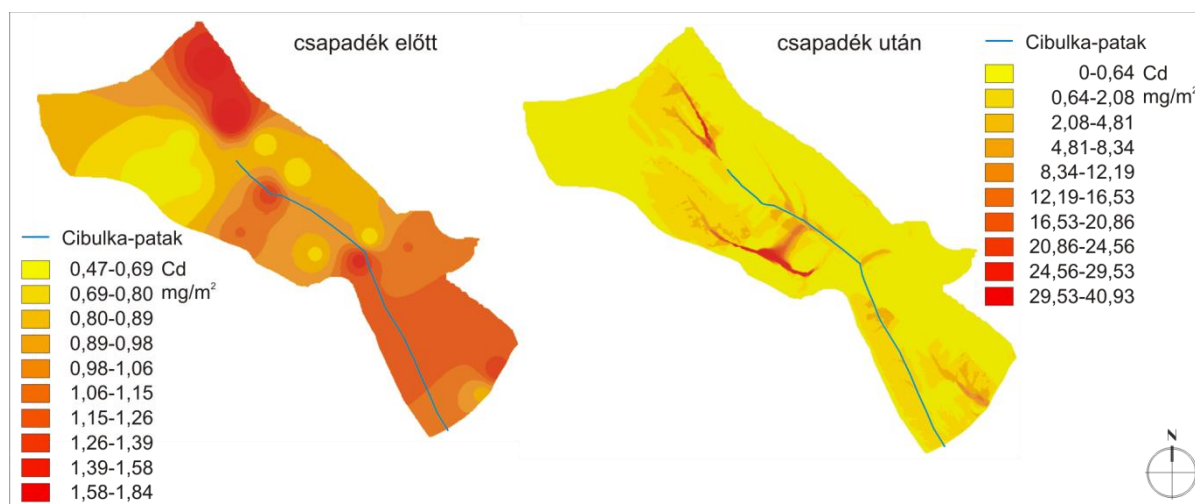
7.21. ábra A feltalaj Zn tartalmának térbeli eloszlása és elmozdulása a 2004. 06. 24. napi csapadékeseményhez kötődően (mg/m²)

A Cu esetében *Romero-Diaz és munkatársai* (2012) 0,65 g/ha/év értéket modelleztek, a Cibulka patak vízgyűjtőjén átlagosan csapadék eseménytől függően 50-130 g/ha értéket kalkuláltunk. A nagyságrendbeli különbség természetesen több kiindulási tényezőn (pl. talaj elemtartalma) hangsúlyosan visszavezethető a szediment minták feltárási módszerbeli különbözőségére (mobil ill. „összes” elemre vonatkozó).



7.22. ábra A feltalaj Cu tartalmának elmozdulása 2004. 06. 24. napi csapadékeseményhez kötődően (mg/m²)

A Cd (királyvizes feltárási) a vízgyűjtő feltalajában 0,47 és 1,84 mg/kg között változott. Az üledécsapadék környezetében a talaj Cd koncentrációja 0,12 és 1,1 mg/kg, az üledéké 0,17 és 1,01 mg/kg közötti volt. A feldúsulási faktorok átlaga: 2,02 (szórás: 2,3). A vízgyűjtőn az erózióknak leginkább kitett területeken a feltalaj Cd tartalmának elmozdulása a 2004. 06. 24. napi csapadékeseményhez kötődően elérte a 40,9 mg/m²-t (7.23. ábra). Az átlagos Cd elmozdulás 0,84 mg/m².

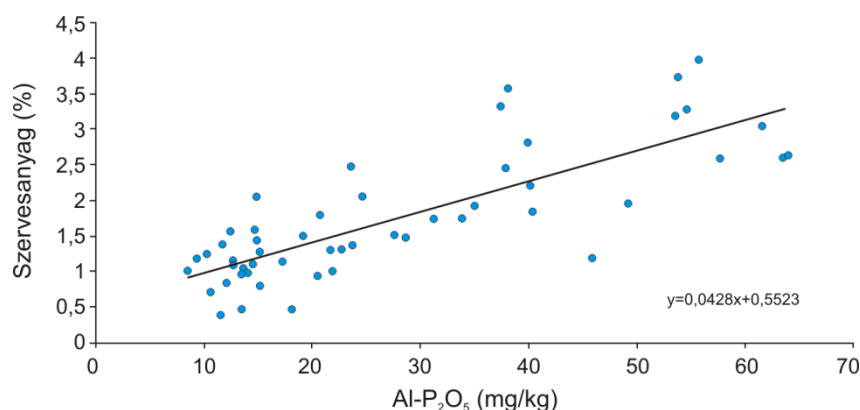


7.23. ábra A feltalaj Cd tartalmának térbeli eloszlása, valamint elmozdulása a 2004. 06. 24. napi csapadékeseményhez kötődően (mg/m^2)

7.3.3. A foszfor elmozdulás modellezése kisvízgyűjtőn

A P-vegyületek vízben gyengén oldódnak, oldat formájában alig mozognak, kilúgozódásuk csekély mértékű. A felszíni vizekbe tehát elsősorban nem oldat formájában, hanem felszíni lefolyással, talajszemcsékhez kötve jutnak (Osztoics *et al.* 2004.). Ebből kiindulva a talaj foszfortartalmát, s annak térbeli eloszlását már több korábbi munkában is használták arra a célra, hogy a talajszemcsék térbeli átrendeződését, azaz a talajeróziót kimutassa (Kuron, 1953; Duttmann, 1999).

Az üledékcsapdás kísérletek eredményei alapján megállapítható, hogy az adott talajtípus és lejtőviszonyok mellett az erózióval mozgatott üledékben a helyben található talajtípushoz képest átlagosan $\text{FF}=1,7$ mértékű szervesanyag feldúsulás és $\text{FF}=1,2$ mértékű agyagfeldúsulás jellemző. A P_2O_5 jelentős mértékben (szőlő: $\text{FF}=1,7$, szántón $\text{FF}=2,05$) dúsul. Ezen feldúsulási faktor értékek, a vízgyűjtőre csapadékeseményenként számolt nettó erózió (kg/m^2) és a kiindulási foszfor eloszlási térkép (mg/kg) segítségével elkészítettük az egyes csapadékeseményekhez tartozó foszforelmozdulás térképet (mg/m^2) (7.25. ábra). A foszforelmozdulás mértéke a 06.06-i csapadékesemény alkalmával átlagosan $5,5 \text{ mg/m}^2$ körül alakul, míg az intenzívebb 06.24-i csapadékesemény alkalmával ennek háromszorosa, $15,05 \text{ mg/m}^2$ (7.14. táblázat). A feltalaj erózióval mozgó foszfortartalmának jelentős hányada a szediment humusz- és agyagkolloidjaihoz abszorbeálva mozdul el (7.24. ábra). Erre utal az is, hogy a szedimentben mért szervesanyag tartalom és az $\text{AL-P}_2\text{O}_5$ tartalom szignifikáns pozitív korrelációt mutat, a korrelációs koefficiens értéke 0,78 (0,01-es szignifikancia szinten).

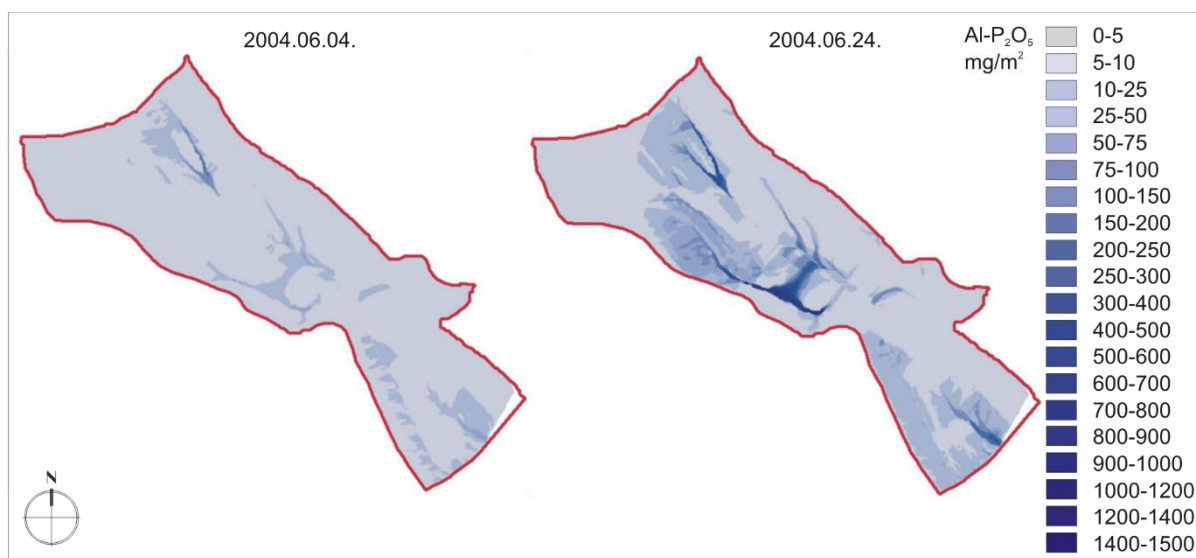


7.24. ábra A szedimentben mért szervesanyag tartalom és az $\text{AL-P}_2\text{O}_5$ tartalom összefüggése (korrelációs koefficiens értéke 0,78, 0,01-es szignifikancia szinten)

		2004.06.06.			2004.06.24.		
		maximum	átlag	szórás	maximum	átlag	szórás
AL-P ₂ O ₅ (mg/m ²)		408,09	5,48	20,55	1017	15,05	55,32

7.14. táblázat A vízgyűjtő feltalajának szemcséhez kötődő AL-P₂O₅ elmozdulási értékei két csapadékesemény alkalmával (mg/m²)

Az AL-P₂O₅ lemosódás főként a környező területeknél magasabb foszfortartalommal rendelkező szántókon jelentős. A vízgyűjtő É-i és DNY-i részén található két szántóterület a leginkább veszélyes a tápanyagvesztés szempontjából. 2004-ben saját csapadékmérési adataink alapján 14 erozív csapadék volt a területen, ebből 8 esemény a május-június hónapokra esett. A vízgyűjtőn ebben az évben lemosódó P-tartalom 0,02–4,44 kg/ha/év között változott ($P=P_2O_5 \cdot 0,4364$), vagyis nagyságrendileg egyezést mutat az egyéb módszerekkel a Balaton vízgyűjtőjére becsült 1,5–18,7 kg P/ha/év értékekkel (Debreczeni 1987), a Finnországban becsült 0,9–1,8 kg P/ha/év értékkel (Rekolainen 1989), valamint a svédországi becslésekkel 0,7–1,4 kg P/ha/év (Ulen et al. 1991)). Méréseink nagyságrendi egyezést mutatnak Kovács et al. (2006) által magyarországi vízgyűjtőkre becsült fajlagos oldott felszíni foszfor emisszió értékével is, mely a vizsgált területre 0,1 kg P/ha/év (Kovács et al. 2006). A fajlagos partikulált felszíni foszfor emisszió értékek országosan 0,01 és 8 kg P/ha/év értékek között mozogtak, s az adott területre 0,4 kg P/ha/év értékre becsülték. A felszíni partikulált foszforemisszió jelenti tehát a nagyobb hányadot az összes emisszióból, ami megfelel a foszfor környezeti viselkedésének, azaz a felszíni, erózió általi lemosódásnak. Elsősorban a nagy lejtésű, nagy adszorpciós kapacitású területek – mint esetünkben is – járulnak hozzá legnagyobb mértékben a P terhelésekhez.



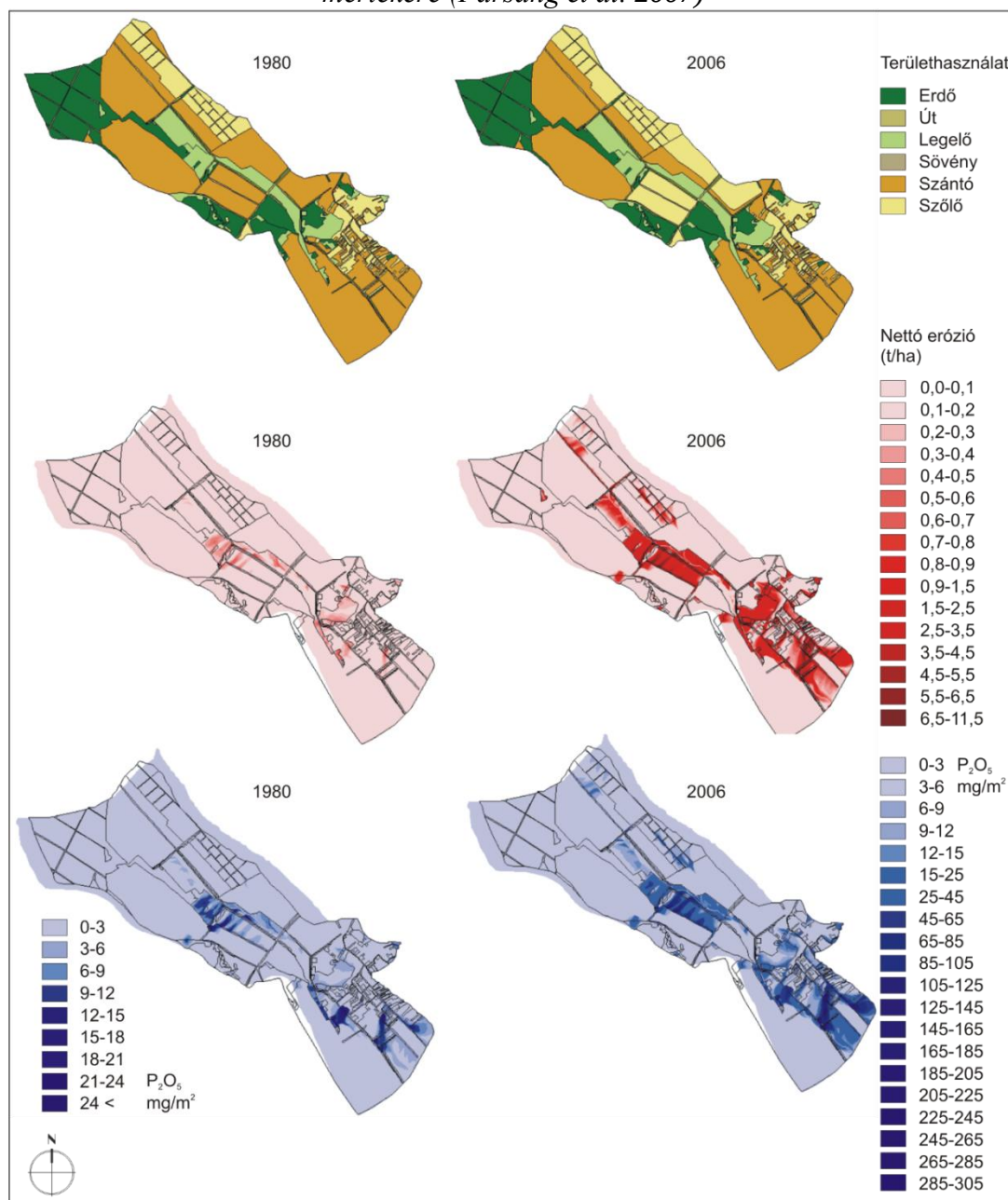
7.25. ábra A feltalaj AL-P₂O₅ tartalmának elmozdulása 2004. 06. 06. és 06. 24-i csapadékeseményekhez kötődően (mg/m²) (Farsang et al. 2012)

Az elemátrendeződési folyamatokra, mint arra a bevezetőben utaltam, jelentős hatással van a területhasznált változása is. Megvizsgáltuk, hogy a vízgyűjtőn az 1990-es években történt területhasználat változások (7.26. ábra) milyen hatással voltak az erózió mértékére, majd azon keresztül az elem-, elsősorban a foszforelmozdulás mértékére, s ezen keresztül az élővizek (Velencei-tó) terhelésére (Farsang et al. 2007). Az E3D modellt futtattuk az 1980-as, majd a 2006-os területhasználati viszonyokra a 2004. június 24-i csapadékeseményre, majd elkészítettük a foszfor elmozdulás térképeket mindkét szcenárióra.

Azon parcellán, ahol a 80-as évek jellemző szántó területhasználatot a lejtővel párhuzamosan telepített szőlő ültetvény váltotta fel, jelentős erózió növekedés mutatható ki. A 06.24-i csapadékesemény hatására a szántó parcellára modellezett átlagos 0,01 t/ha-os eróziós ráta a területhasználat váltás következtében egy nagyságrenddel, 0,11 t/ha-ra nőtt. Hasonló a foszforelmozdulás mértékének növekedése is. A 0,79 mg/m²-es átlag értékről 6,63 mg/m²-re nőtt az átlagos foszfor mobilizáció mértéke.

	Szántó 1980 (őszi búza)			Szőlő 2006		
	maximum	átlag	szórás	maximum	átlag	szórás
nettó eróziós ráta (t/ha)	0,88	0,01	0,06	11,25	0,11	0,49
P tartalom (mg/kg)	54,10	14,25	6,95	54,10	14,25	6,95
P elmozdulás (mg/m ²)	24,00	0,79	1,81	620,90	6,63	18,07

7.15. táblázat A területhasználat váltás hatása az erózió-, valamint a foszforáthalmazódás mértékére (Farsang et al. 2007)

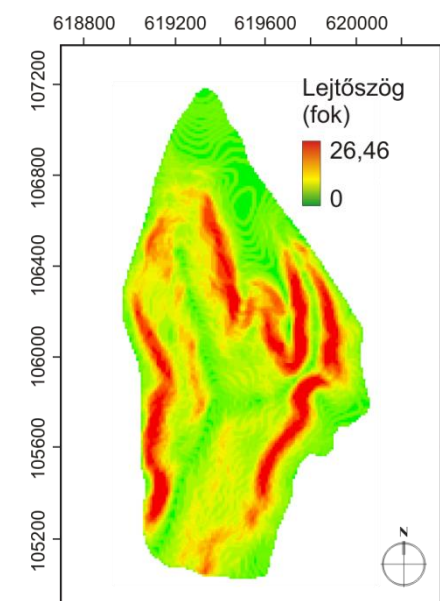


7.26. ábra A területhasználat váltás hatása az erózió-, valamint a foszforáthalmazódás mértékére (Farsang et al. 2007)

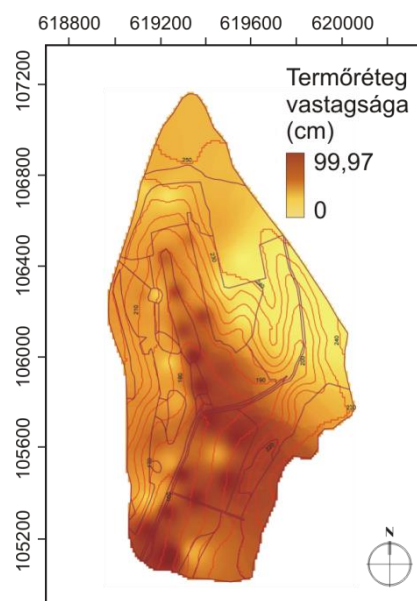
7.4. A szelektív humuszerózió vizsgálata

A talajerózió jelentős mértékű csökkenést okoz a talaj széntartalmában (Centeri, Császár 2003, 2005; Bádonyi 2006; Borcsik et al. 2011; Jakab et al. 2014a, 2014b.; Centeri et al. 2014), mivel a lepelerózió a talaj felső, legnagyobb humusztartalmú részeit pusztítja (Kertész 2004, Nagy et al. 2012). Viszonylag keveset tudunk azonban az erózióval elmozduló szervesanyagok mennyiségéről, valamint minőségi összetételéről. Kutatásunk célja a Szekszárdi-dombság területén, Szálka település mellett található, mintegy 2 km² nagyságú mintavízgyűjtőn (lásd 5. fejezet) végbemenő szervesanyag- és tápanyag forgalmat is érintő eróziós folyamatok vizsgálata. Jelen fejezetben elsősorban a szervesanyag elmozdulásával és a szelektív humusz erózióval kapcsolatos eredményeket mutatom be.

A teljes vízgyűjtőre kiterjedő mérési eredményeink (56 mérési pont) (7.27. és 7.28. ábra) szerint a talaj szervesanyag tartalma 0,77–7,55% között, a vízgyűjtő termőrétegének vastagsága 10–100 cm között változik (Farsang et al. 2010; Borcsik et al. 2011). A nagy változatosság oka nemcsak az erózióra és a depozícióra vezethető vissza, hanem a területhasználatra is. A humusztartalom szoros kapcsolatot mutat a területhasznosítással (lásd 5. fejezet 5.10. ábra), hiszen az erdők alatt 5% felett, gyepeken 2–3%, szántókon 1 és 2% között változik (7.29. ábra). A szántók legerodáltabb helyein 0,77–1,8%-os értékeket tapasztaltunk, itt a termőréteg vastagság is a minimum értékhez közelített. A legnagyobb szervesanyag mennyiséget egy akácerdő talajában, a 100 cm körüli, ill. azt meghaladó termőréteg vastagsági értékeket pedig a depozíciós zónában, a déli völgytalpi területeken mértük. A humusz mennyiségi és minőségi vizsgálatokat PhD hallgatóm, Borcsik Zoltán végezte.



7.27. ábra Lejtőkategória térkép



7.28. ábra Termőréteg (cm)

A szelektív erózió következtében, valamint a valódi humusztartalom térbeli és összetételbeli heterogenitása miatt a lehordódott talajanyagban a különböző minőségű humuszanyagok eltérő módon dúsulnak. A valódi humuszanyagok bonyolult szerkezetű, savkarakterű polimerek. Egymástól eltérő viselkedésű frakciókból (fulvosav, huminsav, humin) állnak (Stefanovits et al. 2010). A fulvosavak viszonylag kis molekulájú, sav jellegű vegyületek. Mind a szabad savak, mind pedig a sóik és fémkomplexeik vízben, savakban és lúgokban jól oldódnak. Ennek következtében, amikor a humuszelmozdulás folyamatáról beszélünk, gondolnunk kell a humuszhoz kapcsolódó, fémkomplexeik formájában elmozduló növény táplálásban szerepet játszó Cu-, Zn- és Fe-keletékok elmozdulására, vagy a toxikus

nehézfémek (pl. Pb, Cd, Hg stb.) oldható komplexeinek szétterjedésére is. A huminsavak sötétebb színű, nagyobb molekula tömegű vegyületek, komplexképzésre hajlamosak. A különböző fémekkel (Na, K, Ca, Mg, Fe, Al stb.) alkotott sóinak (humátok) vízben való oldhatósága különböző. Csak a Na- és K-sóik oldhatók jól vízben, a Ca-humátok pl. nem, aminek nagy jelentősége van a tartós vízálló talajszerkezet kialakulásában. A különböző humuszcsoporthoz mindegyike megtalálható a különböző talajokban, de mennyiségük és egymáshoz viszonyított arányuk különböző.

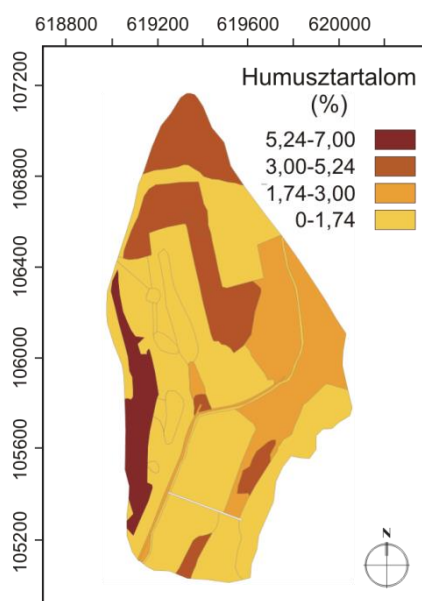
Hargitai szerint (Hargitai 1961, 1987; Stefanovits et al. 2010) a híg NaOH-os kezeléssel a könnyebben oldható gyengébb minőségű humuszkomponenseket, az 1%-os NaF oldattal pedig a jó minőségűeket vihetjük oldatba. Ezt felhasználva a két oldószerrel nyert humuszoldat fényelnyelése felhasználható a humusz minőségének jellemzésére. A két oldat extinkcióját (E_{NaF} , E_{NaOH}) egymáshoz viszonyítva az úgynevezett humuszstabilitási számot (Q) kapjuk, míg ezt az értéket elosztva az összes humusztartalommal (H), a humuszanyagok stabilitását kifejező, humuszstabilitási koeficienshez (K) jutunk (Hargitai 1961, 1987, 1993):

$$Q = \frac{E_{NaF}}{E_{NaOH}}; \quad K = \frac{Q}{H}$$

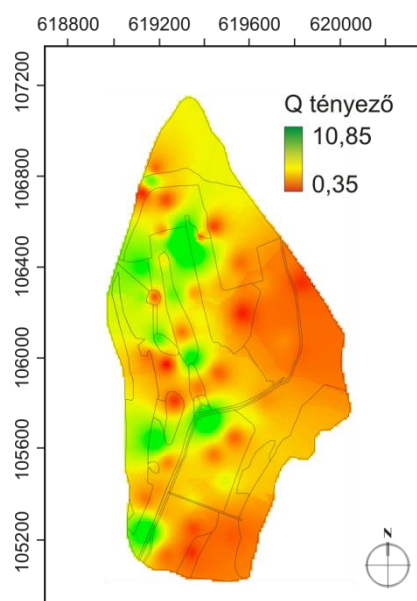
A vízgyűjtő talajában a Q értékek átlagát vizsgálva (7.16. táblázat) a jó minőségű humuszanyagok ($Q > 1$) vannak túlsúlyban. A $Q = 1$ viszonyszámot meghaladó értéket a szántókon és a gyepeken, $Q < 1$ értékeket az erdők alatt mértünk. Itt a lebomlatlan, nyersebb humuszanyagok túlsúlya jellemző (7.30. ábra).

	Minimum	Maximum	Átlag	Szórás
Humusz %	0,77	7,55	2,25	1,54
K	0,09	8,92	0,99	1,37
Q	0,35	11,03	1,61	1,73
Lejtőszög (°)	0,00	24,26	8,76	5,09
Termőréteg vastagság (cm)	10,00	100,00	61,18	24,89
Kohézió (kg/cm²)	0,11	3,30	0,30	0,51
Nettó erózió (t/ha)	0,00	355,50	39,86	57,72

7.16. táblázat Vizsgálati eredményeink leíró statisztikai táblázata ($N=57$)



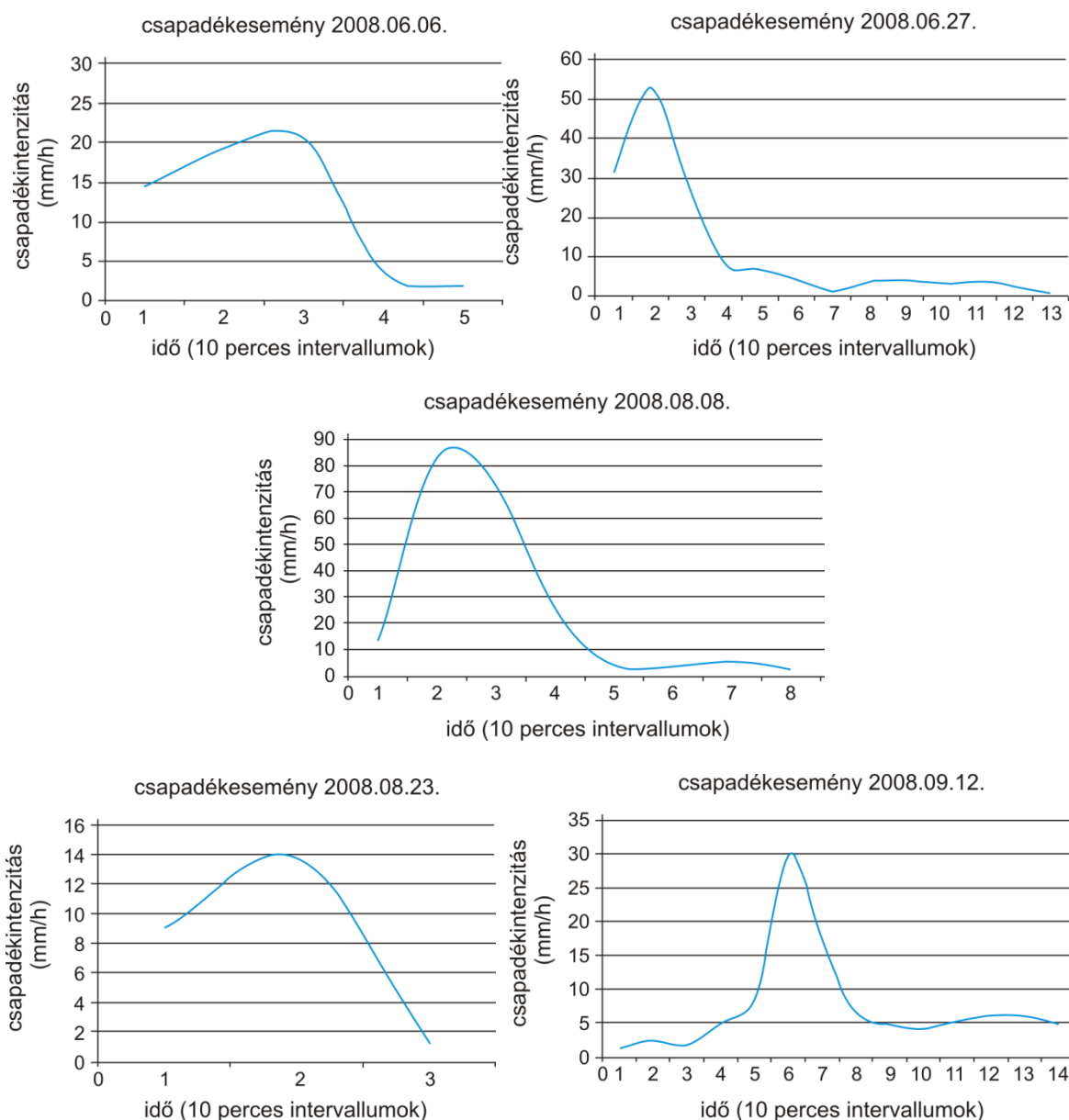
7.29. ábra Humusztartalom (%)



7.30. ábra A feltalaj humuszstabilitási (Q) értékei

7.4.1. Az erózióval elmozduló humusz mennyiségének becslése

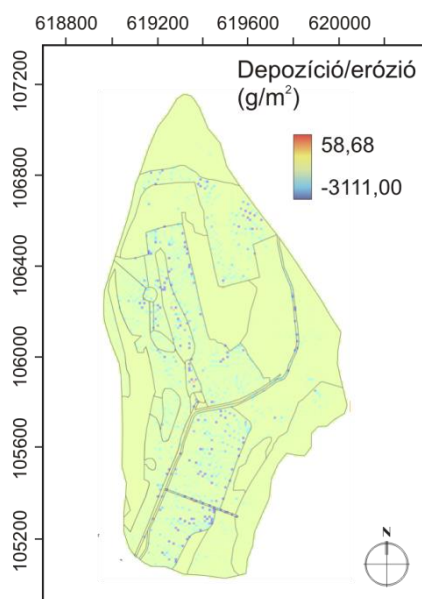
Az Erosion3D modell futtatásához ArcView és ArcGIS programok segítségével a teljes vízgyűjtőre elkészítettük a szükséges digitális alaptérképeket: digitális domborzat modell, területhasználat, felszín borítottság, érdesség, szemcseösszetétel, szervesanyag tartalom, termőréteg vastagság. Az E2D/3D modellt öt 2008-as csapadékeseményre futtattuk le (7.31. ábra).



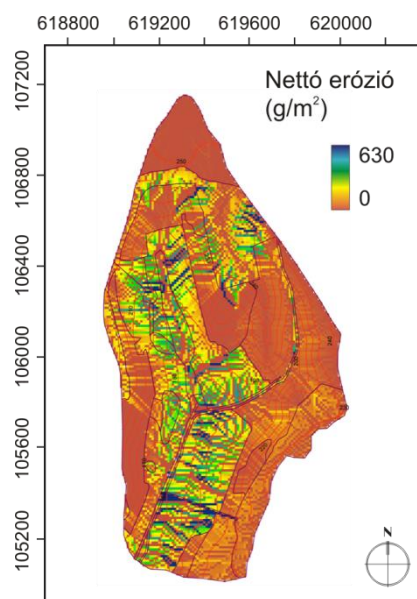
7.31. ábra A modellezett csapadékesemények lefutása (2008. június, augusztus, szeptember)

Ezek alapján modelleztük a vízgyűjtőre pixelenként és csapadék-eseményenként g/m^2 -ben az eróziót, akkumulációt, ill. a kettő eredőjeként a nettó eróziót (7.32. és 7.33. ábra). A modell kalibrálását, validálását, érzékenységi tesztek elkészítését Kitka Gergely PhD hallgatóm Velencei-hegységi mintaterületekre korábban már elvégezte (Kitka 2009; Kitka et al. 2009). A területhasználatból adódóan a vízgyűjtő erózióval leginkább veszélyeztetett részei a szántóföldi művelés alatt álló, meredek lejtőjű mezőgazdasági táblák. A vízgyűjtő

ÉNy-i medencéjének talpvonalában a legintenzívebben pusztuló területeken az öt erozív csapadékesemény nettó eróziójának átlaga meghaladja a 10 t/ha értéket is.



7.32. ábra Az eróziós és depozíciós ráta alakulása pixelenként (g/m^2) (2008.06.06.)

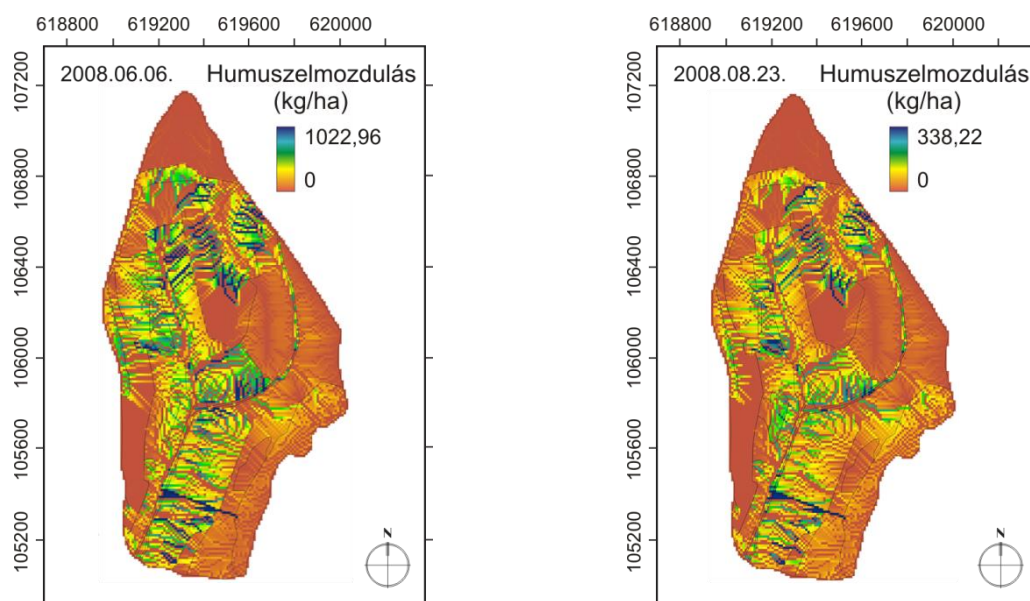


7.33. ábra Nettó erózió (g/m^2) (2008.06.06.)

A vízgyűjtő alsó medencéjének völgytalpán a nettó erózió átlaga az öt csapadékeseményre eléri a 20 t/ha-t. A vízgyűjtő ÉK-i medencéjének felső harmada gyeppel, legelővel borított rész, mégis viszonylag nagy eróziós értéket produkál, ami elsősorban a meredek lejtőszöggel ($5-26^\circ$) magyarázható. Az erdővel borított területek alacsony eróziós rátákkal jellemezhetők. A legnagyobb erózióval járó csapadékesemény a 2008. augusztus 8-i volt, amelynek intenzitása a legnagyobb volt az összes vizsgált csapadékesemény közül. Az eróziós térképeken jól kirajzolódik a patak és az utak üledékszállító funkciója (lásd a vízgyűjtő DK-i részén található betonutat). A talaj nettó eróziójának nagysága jól követi a lejtők profilját (7.27. és 7.33. ábra), valamint a területhasználat változásait (lásd 5. fejezet 5.10. ábra). A kilépő üledéktömeg értéke (7.17. táblázat) a patak kilépési pontját (EOV X: 619 116, Y: 105 136) reprezentáló 10x10 méteres felbontású cellát elhagyó, lehordódott üledéktömeg mennyisége.

Csapadékesemény	Nettó erózió (t/ha)	Kilépő üledék tömeg (kg)	Erózió/depozíció (kg/m^2)
2008.06.06.	8,29	1641,6	8,67/0,38
2008.06.27.	26,74	5289,9	28,73/2,01
2008.08.08.	51,79	10255,8	52,89/1,10
2008.08.23.	2,88	551,3	2,85/0,07
2008.09.12.	12,61	2496,5	13,17/0,57

7.17. táblázat Az E3D modell erózió becslési eredményei a vizsgált öt csapadékeseményre



7.34. ábra Humuszelmozdulás (kg/ha) a 2008.06.06-i és a 2008.08.23-i csapadékesemények után

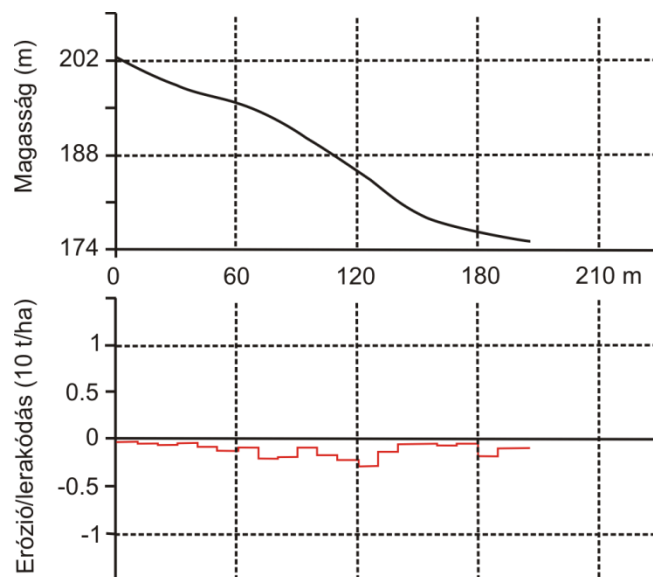
A modelleredmények szerint, bármely csapadékeseményre futtatott eróziós térképet tekintjük is, a legnagyobb mennyiségű talaj a vízgyűjtő déli részén mosódik le, ahol a lejtőszög $11,17^\circ$, a művelési ág szántó. Ez a mintaterület leginkább erózióveszélyes része. A fent említett jellemzőkön kívül számos egyéb tényező is hozzájárul e területen a magas eróziós rátához, mint például az alacsony talajkohézió és az adott cellához tartozó vízgyűjtő nagysága.

Az erózióval elmozduló humusz mennyiségét (kg/ha) a 2008.06.06-i és 23-i csapadékeseményekre a 7.34. ábrán szemléltettem. A humusz elmozdulás értéke a csapadék mennyiségétől és intenzitásától erőteljesen függ (7.18. táblázat), egy intenzív és tartós csapadék alkalmával a legintenzívebben pusztuló térrészeken akár 400, ill. 1000 kg humusz elmozdulás is prognosztizálható hektáronként. Az átlagos humusz áthalmozódási értékek azonban 6 és 28 kg/ha körül alakulnak. Mindezen méréseken és modellszámításokon alapuló eredményeink egybecsengenek az Észak-amerikai és európai tanulmányokban becsült 10–100 kg/ha/éves átlag értékekkel (Veum et al. 2009).

	2008.06.06.	2008.08.23.
Maximum	1023 kg/ha	338,2 kg/ha
Szórás	49,6 kg/ha	13,4 kg/ha
Átlag	28,6 kg/ha	6,42 kg/ha

7.18. táblázat A jellemző humusz elmozdulás értékek a vízgyűjtőn, modell eredmény két csapadék eseményre

Az egy lejtőn belül zajló eróziós és humusz átrendeződési folyamatok feltárására az Erosion2D szoftvert alkalmaztuk (Asztalos 2010). A 7.35. ábrán annak a mintegy 300 m hosszú (5° - 25°) lejtőnek a profilját ábrázoltuk, amelyre az E2D szoftverrel modelleztük a talajeróziót a 2008. 06. 06-i csapadékeseményre vonatkozóan. A modellezett nettó erózió átlagos értéke a lejtő mentén 1,72 t/ha volt. Az erózió mértéke – az általános törvényszerűségnek megfelelően – a lejtő inflexiós pontjában a legnagyobb, elérve a 2–3 t/ha értéket.



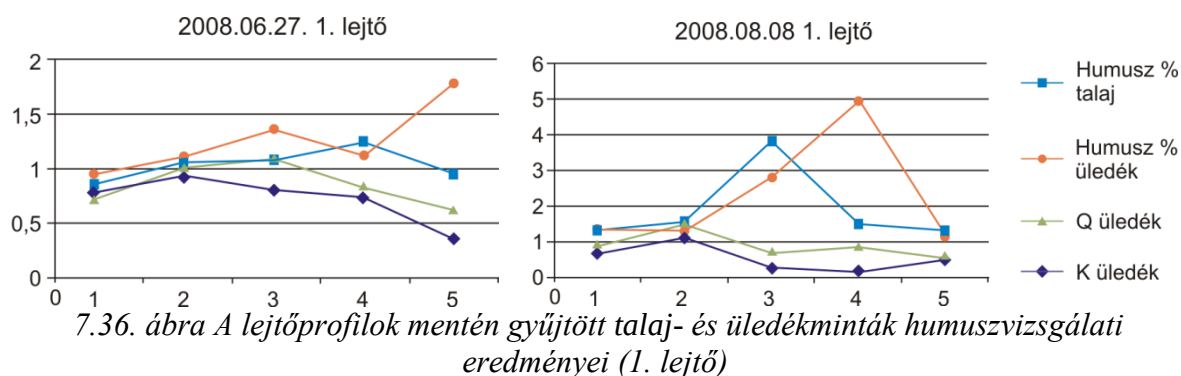
7.35. ábra A vizsgált lejtő profilja és nettó eróziós értékei (2008. 06. 06.) (az erózió/depozíció értékek 10-zel szorzandók)(1. lejtő)

7.4.2. Az erózió szerepe a különböző minőségű humuszanyagok elmozdulásában

A 7.36. ábrán a 2008. 06. 27-i és 08. 08-i csapadékeseményt követően a két vizsgált lejtőn gyűjtött talaj- és üledékminták humusz mennyiségi és minőségi adatai láthatók. Az elmozduló üledékben a helyben található talajhoz képest a humusz tartalom minden vizsgált pont esetében dúsul, a feldúsulási faktor ($FF_{\text{humusz}} = \text{humusz}\%_{\text{üledék}} / \text{humusz}\%_{\text{talaj}}$) a vizsgált két lejtőszegmensre és a vizsgált öt csapadékeseményre vonatkoztatva ($n=47$) 1,063. Egyváltozós t-próbával teszteltük, hogy a feldúsulási faktorokból számított átlag értékek szignifikánsan (95%-os szignifikancia szinten) eltérnek-e 1-től. Megállapítottuk, hogy tényleges humusz feldúsulásról van szó, a feldúsulási faktor szignifikánsan nagyobb, mint 1. Megfigyelhető továbbá mindkét csapadékesemény esetében, hogy az üledékre vonatkozó humuszminőségi mutató (Q és K érték) értékei a lejtő irányában csökkennek. A lejtő felső szakaszán 1 körüli Q értékek a lejtő alsó harmadára 0,5 körüli értékre csökkennek. A csapdákban felhalmozódó üledék humuszminősége igen alacsony, néhány mintavételi pontot kivéve a Q érték <1 , az átlagérték a két vizsgált lejtő tekintetében $Q_{\text{átlag}}=0,86$, míg a teljes vízgyűjtő talajára jellemző átlag $Q_{\text{átlag}}=1,61$ (7.19. táblázat, 7.36. ábra).

	N	átlag	min	max	szórás
Q érték üledék	26	0,86	0,16	2,05	0,57
K érték üledék	26	0,59	0,07	1,65	0,47
Q érték talaj	56	1,61	0,35	11,03	1,73
K érték talaj	56	1,01	0,09	8,92	1,37

7.19. táblázat A mintaterület talajának és a csapdázott üledék humuszminőségének alakulása



Ez arra enged következtetni, hogy az elmozduló üledékben a nyers humuszanyagok túlsúlya jellemző, érvényesül az erózió „szelektivitása”, vagyis az erózió a gyengébb minőségű humuszanyagok arányának növekedését eredményezi az üledékben. A völgytalpakon a depozíciós zónákban a könnyen oldódó szerves vegyületek kerülnek túlsúlyba, mert ezek az esőzések hatására könnyebben elmozdulhatnak a talajjal. A humuszminőség alapján tett megállapítások egybecsengenek Borcsik *et al.* (2011) eredményeivel, aki adatbázist hozott létre az 54 vizsgálati pontban mért humusz mennyiségi és minőségi adatokból, az adott pontokban mért lejtőszögből, a vizsgált öt csapadék eseményre modellezett talajeróziós értékekből, valamint a mérési pontokban tapasztalt termőréteg vastagságából. Az erózióval leginkább érintett szántó művelési ágú területéről vett minták esetében (33 elemszám, 18 változó) a lehetséges korrelációs összefüggéseket SPSS 15.0 szoftverrel vizsgálta. Az elhelyezkedés szerint készített (völgytalp, depozíciós zóna) adatsorok elemzésénél szignifikáns kapcsolatot talált a humusz mennyisége és a NaOH-oldószerrel mért humuszminőségi érték között ($r^2=0,629$), a kapcsolat jól mutatta az erózió által a völgytalpra szállított nyers humuszanyagok jelenlétét (7.20. táblázat). Szignifikáns pozitív korrelációt kapott továbbá a lejtőszög és a humuszmennyiség között, de ebben az esetben a két változó nem tekinthető függetlennek, mivel a legmeredekebb lejtők éppen az erózióveszély miatt művelésre alkalmatlanok, azokat erdők borítják, s alattuk magasabb, akár 6-7 %-os humusztartalom is előfordulhat (Borcsik *et al.* 2011).

Pearson korreláció	humusz (%)	talajvastagság (cm)	NaOH	NaF	Q	K	üledék (kg) 0606	üledék (kg) 0627	üledék (kg) 0808	üledék (kg) 0823	üledék (kg) 0912	lejtőszög
humusz (%)	1,00											
talajvastagság (cm)	-0,23	1,00										
NaOH	-0,18	-0,27	1,00									
NaF	0,08	-0,26	0,76 ^{xx}	1,00								
Q	0,31	-0,23	-0,08	0,56 ^{xx}	1,00							
K	0,36 ^x	-0,25	-0,16	0,45 ^x	0,98 ^x	1,00						
üledék (kg) 0606	-0,07	0,26	0,54 ^{xx}	0,36 ^x	-0,10	-0,15	1,00					
üledék (kg) 0627	-0,07	0,21	0,81 ^{xx}	0,60 ^{xx}	-0,08	-0,13	0,98	1,00				
üledék (kg) 0808	-0,05	-0,11	0,85 ^{xx}	0,57 ^{xx}	-0,14	-0,19	0,43	0,53	1,00			
üledék (kg) 0823	-0,16	0,30	0,26	0,12	-0,12	-0,15	0,94	0,92	0,27	1,00		
üledék (kg) 0912	-0,19	0,29	0,61 ^{xx}	0,32	-0,21	-0,25	0,81	0,82	0,33	0,83	1,00	
lejtőszög	0,44 ^x	-0,21	-0,05	0,02	0,15	0,24	0,07	0,07	0,02	0,05	0,01	1,00

7.20. táblázat A vizsgált paraméterek korrelációs mátrixa

x=korreláció 0,05-s szignifikancia szinten, xx=korreláció 0,01-s szignifikancia szinten

(A szignifikáns kapcsolatok csak független változók, illetve ok-okozati kapcsolatok esetén jelölve) (Borcsik *et al.* 2011)

8. Eredmények II.

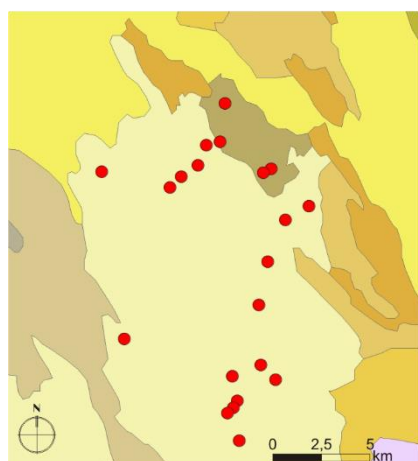
8.1. Dél-alföldi csernozjom talajok szerkezeti vizsgálata a deflációérzékenységgel összefüggésben

A klímaváltozás talajszerkezetben okozott bármilyen hosszabbtávú hatásának mértéke a talaj sérülékenységének függvénye. A talaj környezeti érzékenysége meghatározza, hogy a talaj hogyan viselkedik a természeti és antropogén eredetű stresszhatásokkal szemben, milyen mértékben és meddig képes azokat tompítani (*Várallyay* 2003, 2004, 2010, 2011). A talajok agronómiai szerkezete nagymértékben befolyásolja többek között az éghajlati elemek okozta stressz-hatások mérséklését, illetve azok súlyosbítását. *Chan* (1999) a talajminőség szempontjából a talajszerkezet három aspektusát különíti el: a szerkezeti formát, a stabilitást, valamint a regenerálódó képességet (resiliency). Stabilitás alatt a talaj különböző stressz hatásokkal szembeni, szerkezetmegtartó és szilárd fázis-pórus elrendeződésének fenntartó képességét értjük, míg regenerálódó képesség alatt a talaj degradáció előtti állapotára történő helyreállító képességét a stressz hatás megszűnése után. A stabilitás és a regenerálódó képesség együtt határozza meg a külső stressz hatásokkal szembeni sérülékenységet (vulnerability). A szélsőségesé váló időjárási helyzetek ráirányították a figyelmet arra, hogy a helytelenül alkalmazott művelési eljárások, eszközök, illetve a talaj túlhasználata módosíthatja a talajszerkezetet, melynek egyik megjelenési formája a talaj felszíni rétegének elporosodása. A poros szerkezet kialakulása során a nagyobb makroaggregátumok mikroaggregátumokká esnek szét, s a létrejövő kisebb frakciójú szemcsék jobban ki vannak téve a szél általi elhordásnak.

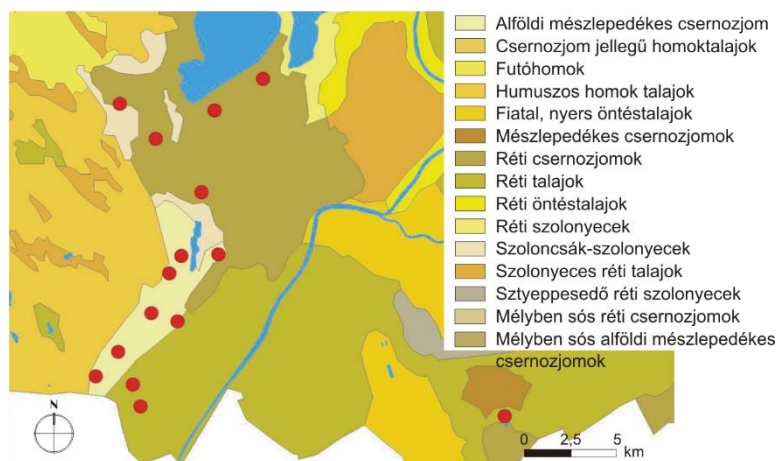
Az elsősorban hőmérsékleti és csapadékviszonyokban fellépő anomáliák okozta stresszhatásokkal szembeni talaj-reakciók jellemzésére szolgáló hatás-specifikus környezeti érzékenység a talajok „klímaérzékenysége” (*Birkás et al.* 2007, 2010), melyet a talajok szerkezetének minőségével is jellemezhetünk. A rendszeresen művelt talajra jellemző folyamatokról (morzsásodás, rögzösödés, vagy porosodás) a talaj agronómiai szerkezet állapota, vagyis a rög (> 10 mm), a morzsa (0,25–10 mm) és a por (<0,25 mm) aránya tájékoztat (*Buzás* 1993). Amikor a por aránya 25–30%-nál több, érzékeny, degradált talajról beszélünk. A 75–80%-os morzsaarány jó klímastressz tűrő állapotra utal. A növekvő por- és rögarány (pl. 10-ről 30-40-50%-ra), valamint a csökkenő morzsaarány (pl. 70-ről 40–50%-ra) kockázatos, ill. igen kockázatos minősítést jelent (*Birkás et al.* 2010).

8.1.1. Dél-alföldi (Bácska, Dél-Tisza-völgy) csernozjom talajok szerkezeti állapota

A szél általi elhordás jelentős részben homok fizikai féleségű talajokat érint, ugyanakkor az intenzív talajművelés következtében, a már leromlott, porosodott szerkezetű csernozjom talajok is egyre inkább veszélyeztetetté válnak (*Birkás et al.* 2010; *Farsang et al.* 2011; *Farsang et al.* 2012; *Bartus et al.* 2012). A talajok defláció érzékenységét a szerkezeti tulajdonságaival összefüggésben az Észak-Bácskai löszhát és a Dél-Tisza-völgy kistájak csernozjom területein vizsgáltuk (6. fejezet, 6.10. ábra). Figyelembe véve a talajok genetikai talajtípusát, a földek szántóként történő alkalmazását és az uralkodó szélirányt a Bácskai löszhát területén összesen 21 darab (8.1. ábra), míg a Dél-Tisza-völgy kistáj területén további 16 parcellát (8.2. ábra) válogattunk be a szerkezeti vizsgálatokba.



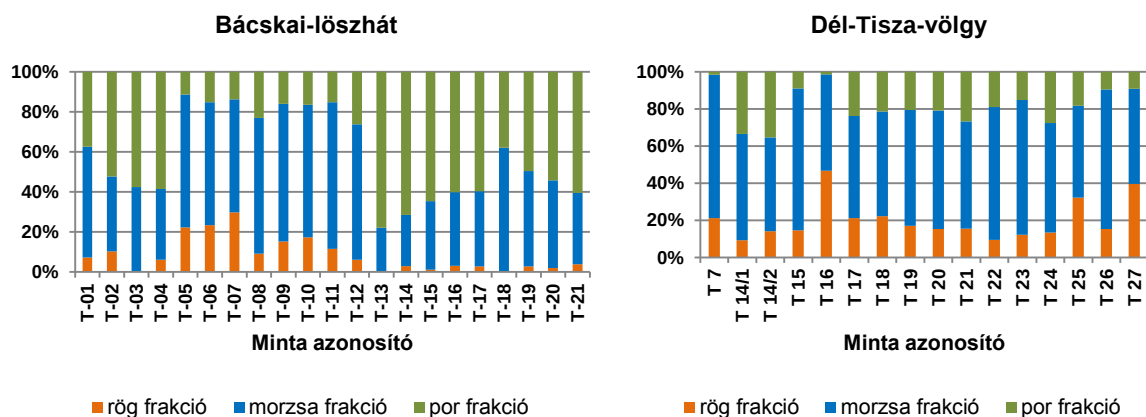
8.1. ábra Az Észak-Bácskai mintaterület talajtípusai jellemző talajtípusai



8.2. ábra A Dél-Tiszavölgyi mintaterület

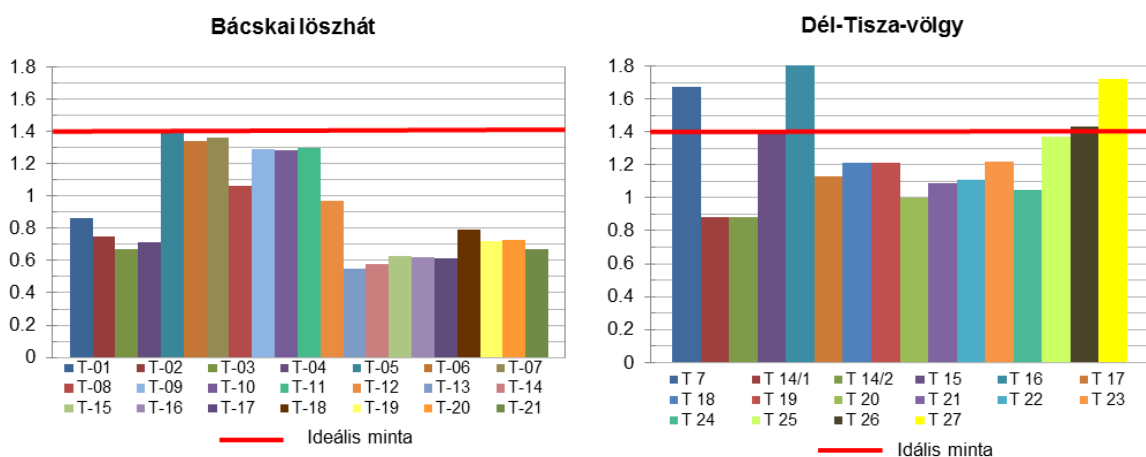
A szerkezet leromlásának üteme jól jellemezhető a talaj morzsáinak vízállóságával (di Gléria 1957). A mért stabilitási értékekből adódóan becsülni lehet, hogy a leromlás gyorsabban és nagyobb mértékben következett, illetve következik-e be a megfigyelt csernozjom területeken. A vizsgált bácskai csernozjom feltalajok esetében e tekintetben a minták 19%-a volt gyengén leromlott, 47,6%-a leromlott és 33,4%-a nagyon leromlott szerkezeti állapotú, azaz az aggregátumok nem rendelkeztek kellő ellenállással a vízhatással szemben, s a külső erők hatására viszonylag könnyen megbomlik a szerkezeti elemekben jelenlévő összetartó erő. A Dél-Tisza-völgy csernozjom talajai esetében is hasonló arány mutatkozott: 12,5%-a a mintáknak gyengén leromlott, 50%-a leromlott és 37,5%-a nagyon leromlott szerkezetű.

A csernozjom talajtípusok jellemzője egészséges állapotban a morzsás genetikai talajszerkezet, ideális esetben 1-3 mm átmérőjű morzsák dominanciájával. A száraz szitálás során kapott aggregátum-eloszlásból következtetni lehetett a talajfelszíni, művelt réteg agronómiai szerkezetére. Ennek értelmében elmondható, hogy az alföldi mészlepedékes csernozjom talajtípusra jellemző morzsás szerkezet nem minden esetben volt megfigyelhető, több mintánál bizonyosodott be a talaj felső rétegének elporosodása. A klímastressz-tűrő állapot (Birkás et al. 2010) a Bácskai löszháton vizsgált minták közül csupán egy esetben bizonyult igen jónak, azaz a vizsgált parcellák közül csupán egy rendelkezik kellő képességgel a káros éghajlati hatások mérséklésére, tompítására (8.3. ábra). További hat minta megfelelő klímastressz-tűrő képességű. Ezek a talajok a lehatárolt területek északi részén helyezkedtek el. 14 mintánál igazolódott be, hogy érzékeny, degradált talajokról van szó, ezek közül 5 minta klímastressz-tűrő képessége nem megfelelő. Ezeknél a porarány, valamint egy mintánál a rögrakciók mennyisége meghaladta a 25-30%-ot. Az igen kockázatos minősítést kapott talajok a mintaterület déli, illetve keleti felén helyezkednek el. A vizsgált terület leromlott szerkezetű tábláinak hosszanti tengelye jelentős hányadban párhuzamosan fut a régióra jellemző széliránnyal, ami növeli a defláció érzékenységet. A Dél-Tisza völgyi táblák esetében kevésbé porosodott szerkezetről beszélhetünk, csupán két mintaterület esetében haladta meg a por aránya a 30%-ot (8.3. ábra).



8.3. ábra A feltalaj szerkezeti jellemzői a Bácskai löszhát és a Dél-Tisza völgy kistáj csernozjom területein

A szerkezeti elemek átlagos geometriai átmérővel történő összevetésével (GMD) is elvégeztük a szerkezeti elemek állapotára vonatkozó becsléseinket. Első lépésben egy virtuális minta GMD értékét számoltuk ki, mely optimálisan 80%-os morzsafrakcióval rendelkezik és azon belül is az optimálisnak tekinthető 3 mm-es szemcseátmérővel. A virtuális minta ezen paramétereinek beállítása mellett *Birkás* és munkatársai (2010) megállapításai alapján döntöttünk, mely szerint a talaj 75–80%-os morzsaaránya jó klímastressz tűrő állapotra utal, valamint hogy a morzsafrakción belül a legkedvezőbbek az 1-3 mm közötti morzsák (*Stefanovits et al.* 1999). Az ilyen optimális szerkezetű, de virtuális minta esetében a GMD érték 1,4 lenne. A későbbiekben ehhez az értékhez hasonlítottuk a vizsgált talajminták GMD viszonyszámát. A szítási jegyzőkönyvbe vett adatok alapján számított értékek mind a két vizsgált területen igen alacsonynak mutatkoztak (8.4. ábra). Az elemzett talajminták GMD értéke a bácskai területen egy esetben sem érte el az optimális értéket, a minták átlagértéke 0,89. A Dél-Tisza-völgy csernozjom területein jobb a talajok szerkezeti állapota e mutató alapján is: három minta esetében eléri a mért érték az optimális 1,4 értéket, a minták átlagos GMD értéke pedig 1,28 (8.4. ábra).

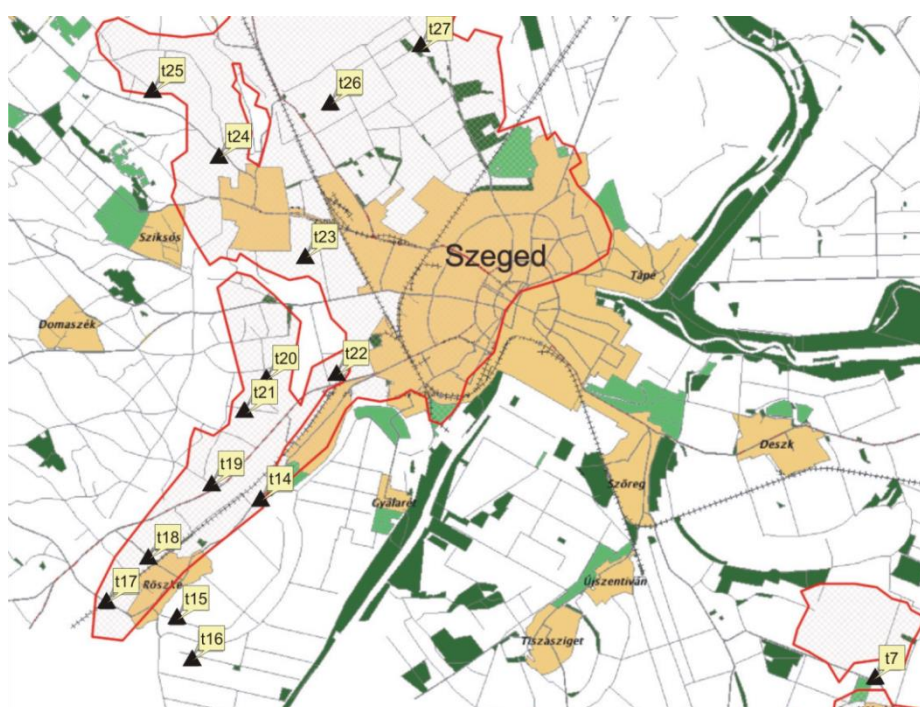


8.4. ábra A feltalaj GMD értékei a Bácskai löszhát és a Dél-Tisza völgy csernozjom területein (Farsang et al. 2014)

8.1.2. Dél-alföldi csernozjom talajok kritikus indító sebesesség értékei a szerkezeti állapottal összefüggésben

A csernozjomok ilyen mértékű porosodása figyelemre méltó problémát jelent, hiszen a jó minőségű csernozjom talaj termőképessége a folyamat hatására csökken. Emellett a defláció mértéke is számottevő csernozjom talajainkon. Már viszonylag kis szélesebségű (15–17 m/s) és rövid idejű (10 perc) széleseményeknél is 1–1,2 t/ha az elszállított talajanyag (Farsang et al. 2011, 2014). 10 perces 15 m/s-os (20 cm magasan mért) szélesemény hatására a csernozjom talaj aggregátum szerkezete jelentősen módosul. Szélcsatornás kísérleteink alapján a porfrakció elmozdulása következtében akár 10%-kal nő a feltalajban az 1–4 mm-es morzsák aránya (Farsang et al. 2011).

A Szeged környéki csernozjom talajok különböző változatait 16 helyszínrre kiterjedően 2014 júniusában vizsgáltuk (8.5. ábra). A talajmintákat szerkezeti vizsgálatok mellett részletes talajtani alapvizsgálatoknak (pH, humusz%, kötöttség, sótartalom), valamint a küszöbsebesesség értékek meghatározása céljából szélcsatornás kísérleteknek vetettük alá.



8.5. ábra Szeged környéki csernozjom talaj és változatainak mintavételi helyei (2014. június) (Bartus et al. 2014, Farsang et al. 2014)

	pH (H ₂ O)	K _A	összsó (%)	szénsavas mésztartalom (m/m%)	szervesC tartalom (%)	rög frakció %	morzsa frakció %	por frakció %	GMD [mm]	Indító sebesesség (10 cm) m/s
átlag	7,7	39	0,02	5,91	1,62	19,97	61,72	18,32	1,29	10,9
maximum	8,0	57	0,06	19,00	2,88	46,67	77,17	35,39	2,08	14,2
minimum	6,5	30	0,01	0,63	0,69	9,35	49,42	1,42	0,88	9,2
szórás	0,4	6	0,01	4,86	0,58	10,70	9,86	10,18	0,32	1,4

8.1. táblázat Szeged környéki csernozjom talajok talajtani tulajdonságai és kritikus indítósebesesség értékei (N=16)

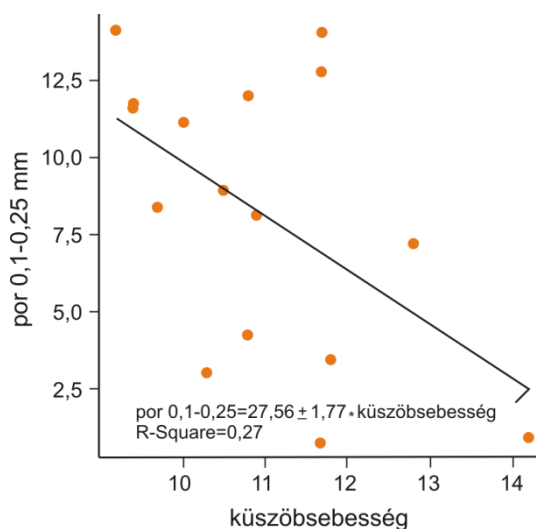
A Szeged környéki csernozjom talajok az alföldi mészlepedékes csernozjom és a réti csernozjom talajtípusba sorolhatók, ill. ezen talajtípusok valamely változatát képviselik. Fizikai féleségük jellemzően vályog, agyagos vályog, kémhatásuk a gyengén savanyú és a gyengén lúgos között változik. Szerves C tartalmuk a csernozjom talajokra jellemzően

átlagosan 1,62% (humusz 2,3%). A csernozjom talajokra jellemző küszöbsebesség értékek 9,2-14,2 m/s között változnak és átlagosan 10,1 m/s (10 cm-en mérve) körül alakulnak (8.2. táblázat). Terepi szélsatornával mért értékeink jó közelítést mutatnak Lóki (2003) által laboratóriumi szélsatornában vályog, iszapos vályog talajokra meghatározott 9,3-9,8 m/s-os indítósebesség értékekkel.

	pH	kötöttség	összszó	mész	humusz	rög	morzsa	por	GMD	indítóseb
pH	1									
kötöttség	-0,51*	1								
összszó	-0,90**	0,55*	1							
mész	0,44	-0,52*	-0,52*	1						
humusz	-,47	0,37	0,44	-0,13	1					
rög	-0,09	0,62*	0,23	0,07	0,06	1				
morzsa	-0,45	0,13	0,23	-0,38	0,35	-0,51*	1			
por	0,53*	-0,78**	-0,46	0,30	-0,40	-0,56*	-0,43	1		
GMD	-0,43	0,83**	0,47	-0,25	0,29	0,82**	0,05	-0,92**	1	
indítóseb	-0,59*	0,18	0,54*	-0,18	0,21	0,16	0,26	-0,42	0,39	1

8.2. táblázat A talaj alaptulajdonságai, szerkezeti összetétele és a kritikus indító sebesség közti korrelációs vizsgálat eredménye (*: szignifikáns korreláció 0.05 szignifikancia szinten (2-tailed), **: szignifikáns korreláció 0.01 szignifikancia szinten (2-tailed), N=16)

A kritikus indítósebesség értékek és a talajtulajdonságok közti összefüggéseket vizsgálva megállapítható, hogy az indítósebesség a vizsgált minták esetében leginkább a porfrakció arányával mutatott összefüggést, s azon belül pedig a 0,1–0,25 mm-es szemcsetartományba eső frakció arányával (Pearson korreláció, $r=-0,522$, 0,01 szignifikancia szinten). Viszonylag erős, de nem szignifikáns a GMD értékek és a küszöbsebesség kapcsolata is, valamint szignifikáns pozitív kapcsolat van a talaj sótartalma és a kritikus indítósebesség között is (8.2. táblázat, 8.5. ábra).

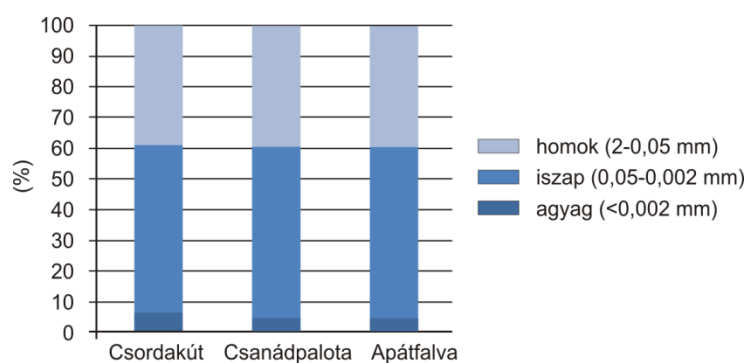


8.5. ábra A küszöbsebesség és a Szeged környéki csernozjom talajok porfrakció (0,1–0,25mm) aránya közti kapcsolat ($r=-0,522$, N=16)

8.2. Csernozjom talajok defláció érzékenységi és tápanyag áthalmazódási vizsgálata laboratóriumi szélcsatornával

8.2.1. A vizsgált réti csernozjom talajok talajtani jellemzői

A Dél-alföldi csernozjom talajok defláció érzékenységi és tápanyag áthalmazódási vizsgálatait három mintaterületen (Csanádpalota, Csordakút, Apátfalva) vett átlagminták laboratóriumi szélcsatorna elemzésével folytattuk. Első lépésben a talajtani alapparaméterek tekintetében jellemeztük a vizsgált talajokat. A szemcseösszetétel alapján mind a három minta iszapos vályog fizikai féleségű (8.6. ábra). A minták további elemzéseivel (8.3. táblázat) megállapítottuk, hogy összes só tartalmuk alacsony, kémhatásuk szintén egyveretű, gyengén lúgos kategóriába esik. A karbonát-tartalom a csanádpalotai mintákban a legkisebb (5,46 %), ezt követi a csordakúti átlagminta (9,66%) és végül a legnagyobb az apátfalvi mintában (12,18%). Az összes-nitrogén tartalom esetében megállapítható, hogy az apátfalvi minta tartalmazza a legkevesebb mennyiségben a nitrogént, ezt követi a csanádpalotai minta, majd végül a csordakúti minta. Kálium tartalmuk 217,4 és 292,8 mg/kg között, foszfor tartalmuk pedig 199,6 és 289,4 mg/kg között változik.



8.6. ábra Az egyes talajminták mechanikai összetétele

	Sótartalom (m/m%)	pH	Ca-karbonát- tartalom (m/m%)	N-tartalom (mg/kg)	Humusztartalom (m/m%)	K ₂ O (mg/kg)	P ₂ O ₅ (mg/kg)
Csordakút	0,04	8,3	9,66	1463,6	1,61	217,4	235,7
Csanádpalota	0,03	8,3	5,46	1372,1	1,41	292,8	199,6
Apátfalva	0,05	8,2	12,18	1240,3	1,75	223,3	289,4

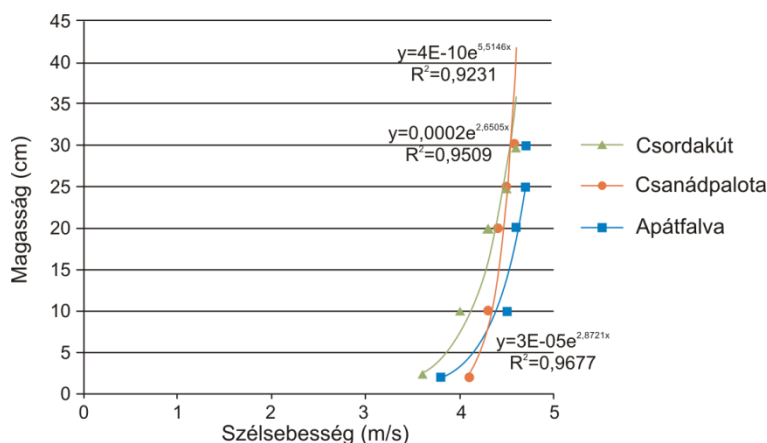
8.3. táblázat A vizsgált csernozjom talajok talajtani és tápanyagtartami jellemzői

8.2.2. A szélcsatorna kísérletek eredményei: az erodált talaj mennyiségének és fizikai tulajdonságainak elemzése

A szélérozió tanulmányozása szempontjából nagyon fontos az adott talajra vonatkozó kritikus indítósebesség ismerete. A vizsgált minták kritikus indítósebességeinek átlaga a csanádpalotai minták esetében 10,7 m/s, az apátfalvi mintáknál 8,0 m/s, a csordakúti minták esetében pedig 8,5 m/s volt, mely értékek a csanádpalotai minták esetében egybeesnek Lóki (2001) megállapításával, miszerint a csernozjom és szikes talajokat csak a 9–10 m/s-os szelek tudják mozgásba hozni. Az egyes minták kritikus indítósebességeinek értékeit a talajok mechanikai összetételének, szervesanyag- és mésztartalmának összefüggései határozzák meg. Ha a kritikus indítósebességeket összevetjük a talajminták mechanikai összetételével, akkor világossá válik, hogy a kritikus indítósebesség mért értékeit a talajminták por- és iszaptartalma határozza meg oly módon, hogy a magasabb durva iszap tartalom magasabb

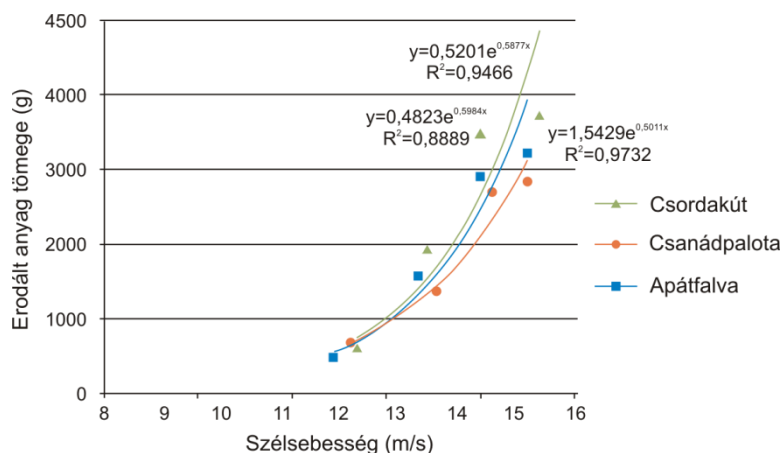
kritikus indítósebességet okoz, mivel kisebb átmérőjű szemcsék között erősebb a kohézió (Lóki 2003).

A különböző talajok felett áramló levegő sebességét a felszín érdessége módosítja. A vizsgált talajok feletti szélesebesség értékeiből meghatározott szélprofil függvények a 8.7. ábrán láthatók. A függvények meredekségének eltérései a talajok mechanikai összetételével magyarázhatók. A három függvény közül a csanádpalotai minta szélprofilja a legmeredekebb, ami arra utal, hogy a felszíni súrlódás ennél a legkisebb, tehát a szemcsék közötti kohézió jelentős. Ezt igazolja a kritikus indítósebesség magas értéke is.



8.7. ábra A vizsgált talajminták szélprofilgörbéi

A mérési eredmények alátámasztják azt a közismert tényt, hogy a szélesebesség növekedésével nő az erodálódott anyag tömege is. A 12–13 m/s-os sebességtartományban a 30x50 cm felszínű mintatartóba készített talajból a 15 perces fújatási kísérletek alatt átlagosan 600 g talaj erodálódott: a csordakúti és csanádpalotai mintákból 610 g, illetve 690 g, míg az apátfalvi mintából 490 g. Ezután a következő sebességtartományban (13–14 m/s) már jelentős ugrást tapasztalunk az erodált mennyiségeket nézve, hiszen az apátfalvi és a csordakúti minták eróziós vesztesége több mint háromszorosára nőtt. A 14–15 m/s-os sebességtartományban a csordakúti minta esetén további 50%-kal nőtt az erodált anyag mennyisége, így elérte a 3,4 kg-ot. Arányaiban a legtöbbet a csanádpalotai és az apátfalvi minta erodáltsága növekedett közel 100%-kal (2,7 illetve 2,9 kg). A legnagyobb sebességfokozaton (15 m/s) a minták erodált mennyisége tovább nőtt: az apátfalvi és csordakúti minta esetében ~10%-kal, míg a csanádpalotai minta esetében 5%-kal (8.8. ábra).

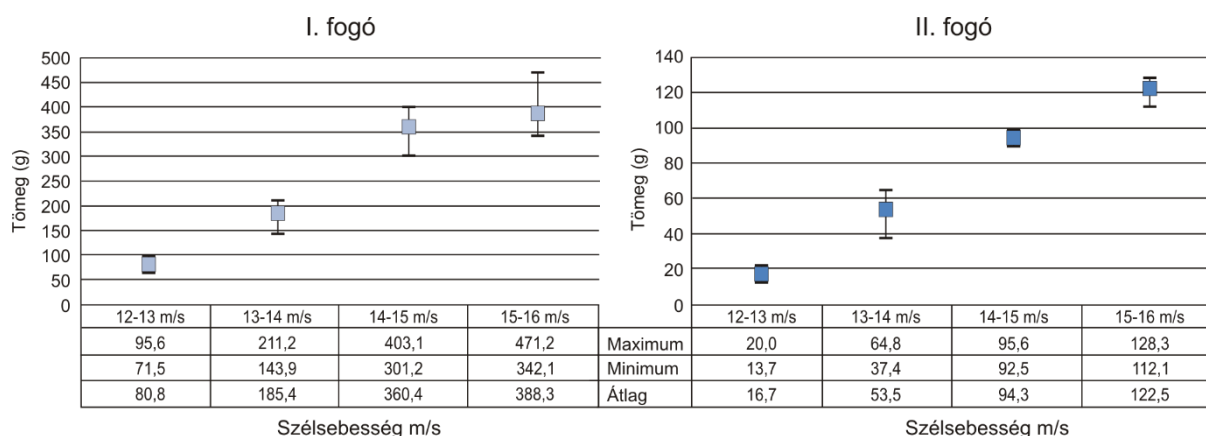


8.8. ábra: Az erodált átlagos anyagmennyiség (szélesebességenként három ismételts átlaga)

Az erodálhatósági mérések valamint a mechanikai összetétel eredményeit figyelembe véve úgy tűnik, hogy az egyes talajminták széllal szembeni ellenállását azok por és durva

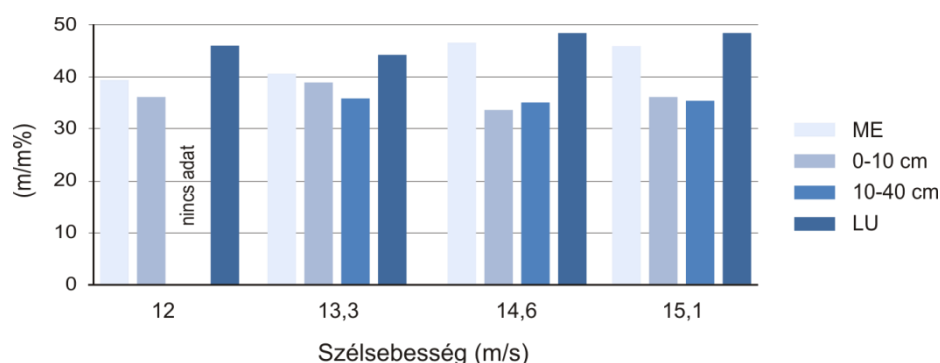
iszap tartalma határozza meg. Ez ebben az esetben érthető, hiszen mivel mindhárom minta iszapos vályog fizikai féleségbe tartozik, így a szélerózióval szembeni viselkedésükben a por és iszap frakciók durvább részei közötti néhány százalékos eltéréseknek van meghatározó szerepük. Ezzel magyarázható, hogy a legkisebb durva iszap tartalmú (ugyanakkor legnagyobb portartalmú) csordakúti mintánál mértük a legnagyobb erodálhatóságot, mely értékek ilyen fizikai talajféleségnél igen magasnak számítanak.

A 0–10 és 10–40 cm magasan elhelyezett csapdákból összegyűlt talaj mennyiségében jelentős különbség tapasztalható. A 10–40 cm magasan befogott anyagmennyiség 20–30%-a a 0–10 cm magasan elhelyezkedő csapdában felhalmozódott anyagnak. A szélerősség növelésével arányosan nő a csapdákból felhalmozódott talaj tömege is (8.9. ábra).



8.9. ábra A különböző magasságban elhelyezett csapdákból felhalmozódott talajanyag mennyiségi alakulása a különböző erősségű szélesemények hatására (három vizsgálati terület háromszori ismétlésének átlaga) I: I. fogóban gyűjtött minták tömegei (0-10 cm), II: II. fogóban gyűjtött minták tömegei (10-40 cm)

Mivel a különböző mintaterületek talaján végzett kísérletek során a csapdákból gyűjtött minták szemeloszlás görbéi nagyon hasonlóak, a csapdákból felfogott minták szemeloszlási eredményeit az apátfalvi minták elemzésén keresztül mutatom be (8.10. ábra). A vizsgálatokból az a tendencia tűnik ki, hogy a nagyrészt agyag- és iszapfrakció (<0,02 mm) dominanciát mutató (> 45%), de aggregátumos szerkezeti egységek hamar kiülepednek (LU: láda után gyűjtött minták). Ezzel szemben a homokosabb frakcióból álló, de összességében kevésbé szerkezetes talajrészek tovább haladnak, és a 0–10, illetve a 10–40 cm-es csapdákból fogjuk fel őket. A fogókban összegyűlt minták leiszapolható részének százalékos aránya 33–38 % között változik. A mérések általános tendenciája, hogy a láda utáni mintákban (LU) a leiszapolható szemcsék aránya nagyobb, míg a fogókból gyűjtött mintákban kisebb lett, mint az alapmintáé (ME: mérés előtt gyűjtött minták). Például a 12–13 m/s-os sebességtartományon a fújtatás előtti minta leiszapolható mennyisége 40,6%, az első fogóé (0–10 cm) 38,8%, a másodiké (10–40 cm) 35,7%-os. A láda utáni mintában 44,3%-os ez az arány. Meg kell jegyezni, hogy a sebesség növekedésével a minták leiszapolható mennyiségének százalékos arányai nem változtak meg. A csapdákból felfogott talaj szerkezetességét vizsgálva megállapítható, hogy a mintatartó tálca után gyűjtött minták szerkezete eltér a többi két mintáétól. A mintatartó utáni minták sokkal aggregátumosabbak, mint a fogók mintái. Ha az egyes sebességtartományokat összehasonlítjuk egymással, akkor e téren a tendenciák nem változnak (8.11. ábra). (Farsang et al. 2013)

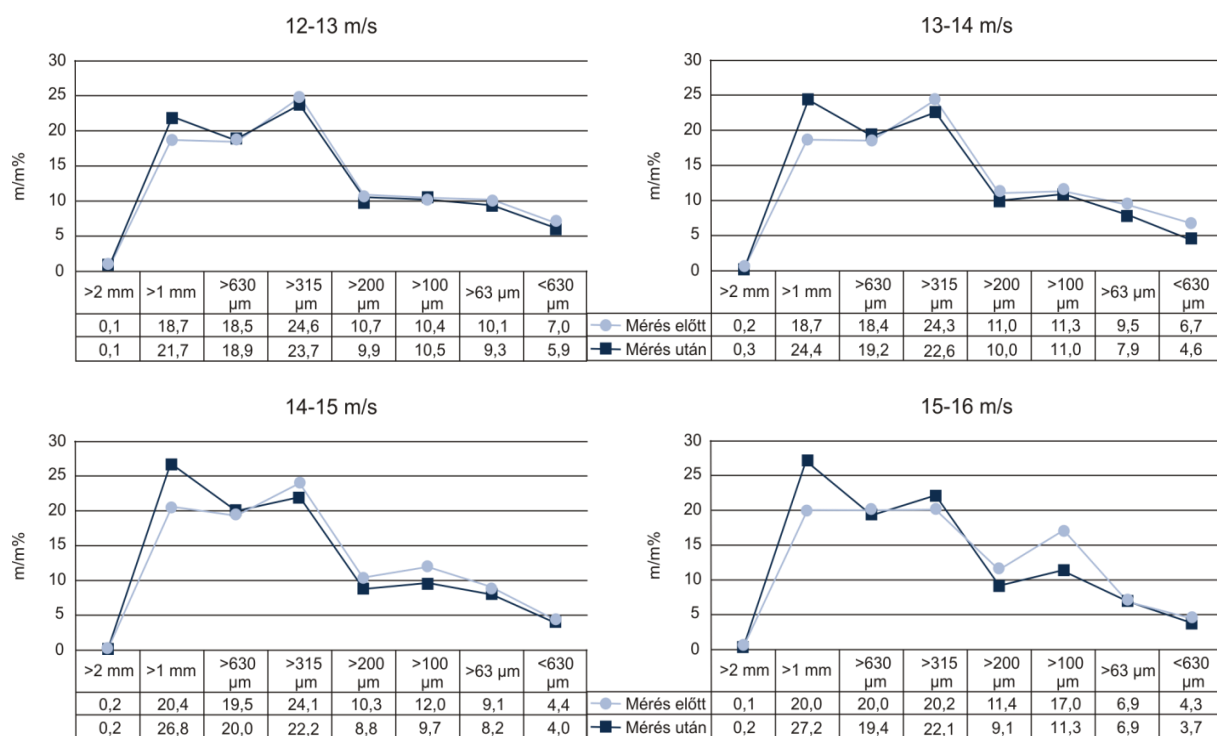


8.10. ábra Az apátfalvi minták leiszapolható része (ME: mérés előtt gyűjtött minták; 0–10cm: 0–10 cm-ig gyűjtött minták (I. fogó); 10–40cm: 10–40 cm-ig gyűjtött minták (II. fogó); LU: láda után gyűjtött minták)



8.11. ábra Az egyes csapdázódási helyeken felhalmozódott talajanyag szerkezetessége. (Balra: II. fogó mintája (10–40cm); középen: I. fogó mintája (0–10cm); jobbra: láda után gyűjtött minta)

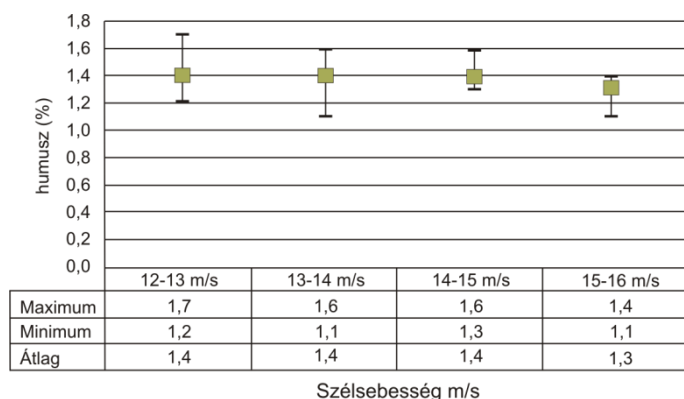
A mintatartó tálca talajának felső 0–1 cm-ét minden 15 perces fűtési kísérletet megelőzően (ME), illetve azt követően (MU) mintáztuk. A mintákat száraz szitálásnak vetettük alá, hogy megállapíthassuk, az eredetileg 2 mm-es szitán átengedett, de még mindig némi szerkezetességet mutató csernozjom talaj aggregátumainak és elemi szemcséinek aránya hogyan alakul egy-egy széleseményt követően. A 8.12. ábra alapján megállapíthatjuk, hogy minden szélesebesség esetén a szélerózió következtében 3–7%-kal megnő az 1 mm-nél nagyobb szemcsék, illetve aggregátumok aránya a mintatartó tálca talajanyagában. A szélesebesség erősödésével ez a növekedés egyre jelentősebb, a 12–13 m/s-os sebesség tartományban mintegy 3%-os, a 15–16 m/s-os szélesebességen pedig már 7%-os volt. A finomabb szemcse-, illetve aggregátumátmérők esetén a fűtést követően csökkenés tapasztalható. Leginkább a 315 μm és az annál kisebb szemcsék aránya csökken, átlagosan 1–2%-kal. A széleróziós események ezen hatása a talaj szemcse- és szerkezetilem-összetételére talajtípus függő. Homoktalajon végzett kísérletek alapján Leys és McTainsh (1994) megállapították, hogy leginkább a 250 μm és annál nagyobb szemcsék aránya nőtt meg a széleróziót követően a feltalajban, míg a 75–210 μm közötti szemcsefrakció aránya lecsökkent 1–2%-kal.



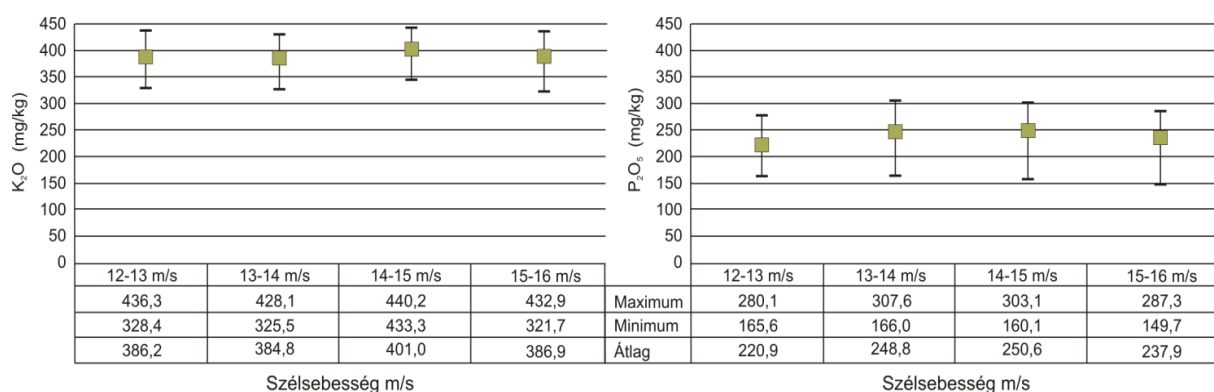
8.12. ábra A kiindulási talajanyag (ME) szemcse- és aggregátum méret eloszlásának összevetése az erodált talajfelszín anyagával (MU) (szélsebességként három kísérlet átlaga)

8.2.3. A szélcsatorna kísérletek eredményei: az erodált talajanyag humusz- és tápanyagtartalma

A talaj- és szedimentminták humusztartalma 1,1 és 2,4% között változott. A vizsgálatok eredményei azt mutatják, hogy a láda szélárnyékában lerakódott aggregátumos minták (LU) tartalmazzák a legtöbb humuszt. Az apátfalvi mérési sorozat esetében pl. a 12–13 m/s-os sebességtartományban a fújtatás előtt gyűjtött minta humusz tartalma 1,8%, az I. és a II. fogóban gyűjtött mintáké egyaránt 1,6%, a láda után gyűjtött mintában azonban 2%. Ez az értéksor jól reprezentálja valamennyi mintaterületre és szélsebesség-tartományra jellemző tendenciát (8.13. ábra).



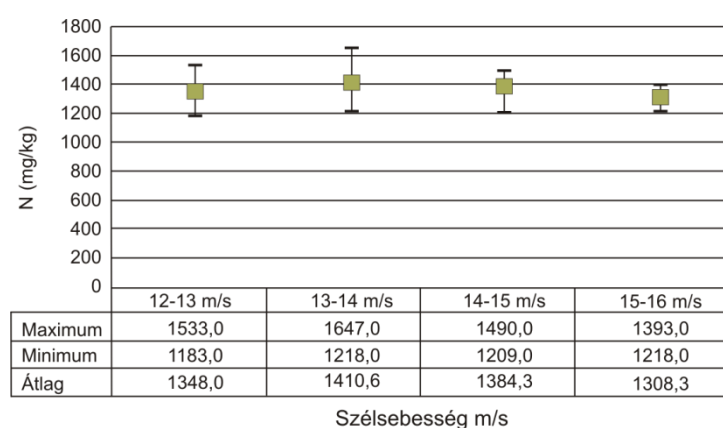
8.13. ábra A csapdák mintáinak humusztartalma a szélsebesség függvényében



8.14. ábra A csapdák mintáinak átlagos kálium- (K_2O) és foszfortartalma (P_2O_5) a szélesebbesség függvényében

A talaj- és szedimentminták kálium-oxid (K_2O) tartalma 122–460 mg/kg között változott. A káliumot legkisebb koncentrációban a láda után összegyűlt talajanyagban mértük. A csordakúti mintasorozat esetében az itt mért érték csupán 60%-a volt a láda alampintájában a fűtás előtt mért mennyiségnek. Az I. fogó kálium tartalma 12–13 m/s sebesség tartományban 386,7 mg/kg, s ez az érték 392 mg/kg a 12–14 m/s-os sebességtartományon. A legmagasabb kálium értéket a 14–15 m/s-os sebességtartományon érte el, 419,5 mg/kg-mal. Ez az érték az utolsó mért sebességtartományban lecsökkent 401 mg/kg-ra. Hasonlóan alakult a II. fogó (10–40 cm) mintájának kálium tartalma, a szélerősséggel párhuzamosan folyamatos növekedés volt tapasztalható, és az utolsó, legnagyobb szélesebbeségen esett vissza a minta kálium tartalma (8.14. ábra).

A talaj- és szedimentminták P_2O_5 tartalma 130–329 mg/kg között változott (8.14. ábra). A szélesebbesség és a csapdázási hely függvényében tett megállapításaink a káliumnál leírtakhoz hasonlóak. Egyetlen gyűjtőben sem mértünk több foszfort, mint az alampinta foszfortartalma. A csapdákban összegyűlt talajanyagban ezen elem tekintetében nem tapasztalható feldúsulás. Példaként tekintsük a csordakúti mérésorozatban a 13–14 m/s-os sebességtartomány mintáit, melynek arányai jól jellemzik a többi szélesebbeségen gyűjtöttekét. Az alampinta foszfor tartalma 302,8 mg/kg volt. Az I. fogó mintájáé 285,5 mg/kg, a másik fogóé 282,0 mg/kg, a láda után gyűjtött minta foszfor tartalma pedig csak 213,6 mg/kg.



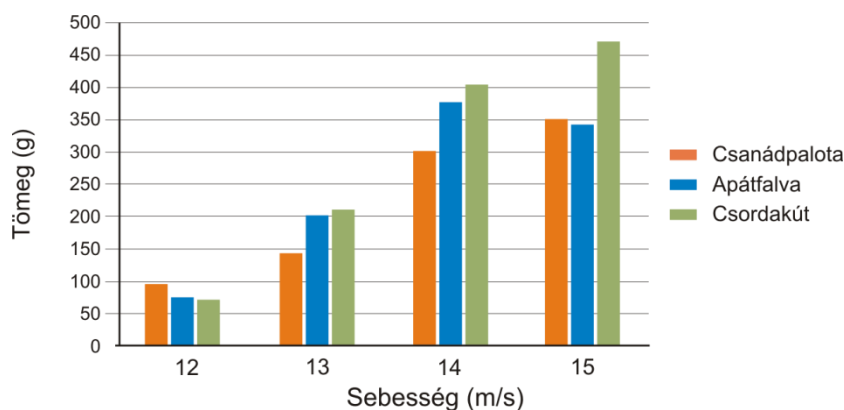
8.15. ábra A csanádpalotai minták összes-nitrogén tartalma a szélesebbesség függvényében

A minták összes-nitrogén tartalma más eloszlást mutat, mint a K és a P esetében, természetesen inkább hasonlít a humusz eloszlásához (8.15. ábra). A mérési eredmények szemléltetésére a csanádpalotai mintákat választottam. A minták nitrogén tartalma 1209 és 1505 mg/kg között változott. A két fogó mintájában nem tapasztalható feldúsulás, de a láda utáni mintákban is csak minimális növekedés tapasztalható. Ezt legjobban a 14–15 m/s-os

sebességtartományon gyűjtött minta mutatja. Ez esetben az alapmintának 1472 mg/kg, az I. fogónak 1367 mg/kg, a II. fogónak 1218 mg/kg, a láda utáni mintában pedig 1505 mg/kg a nitrogéntartalom. Akár a többi elemnél (foszfor, kálium), itt sem volt érzékelhető különbség a különböző szélesebséggel erodált minták esetében.

8.2.4. A szélcsatorna kísérletek eredményei: a tápanyag áthalmozás becslése

A szélrózsió által áthalmozott tápanyag mennyiségének kiszámításához a szélcsatornába helyezett mintatartó tálcáról elszállított anyagmennyiségeket vettük alapul. Megmérve a 0–10 és 10–40 cm magasságokban kihelyezett csapdáknál széleseeményként összegyűlt minták tömegét és a bennük levő tápanyag- és humusztartalmat, megkapjuk, hogy milyen magasságban, mennyi anyag távozott az ismert felületű ládából a különböző szélesebségek esetén. A különböző helyszíneken (Csanádpalota, Apátfalva, Csordakút) négy különböző szélrózsi beállítása mellett elvégzett három párhuzamos mérési sorozat mintáinak átlagértékei között szabályszerűséget lehet felfedezni (8.16. ábra).



8.16. ábra Három párhuzamos méréssorozat vizsgálatai során 0–10 cm magasságú csapdáknál gyűjtött minták tömegének átlagértéke

A 0–10 cm magasságú csapdáknál gyűjtött minták tömegei a szélesebséggel párhuzamosan nőnek, kivéve az apátfalvi sorozatot. Itt a 14 m/s és 15 m/s-os sebességtartomány talajtömegei közül a kisebb sebességű széleseemény kapcsán gyűlt össze a nagyobb tömegű talajanyag. A legtöbb mintát a csordakúti sorozatból gyűjtöttük be (471,2 g) a 15 m/s-os sebességtartományban. A legkevesebb minta a legkisebb sebességfokozaton, szintén Csordakútról származott (mindössze 71,5 g). A többi mintagyűjtési helyről származó talajmennyiségek tömegei között is hasonló törvényszerűséget fedeztünk fel.

A láda után lerakódott talaj tömege csak kis része volt a teljes talajvesztésnek, ezért a tápanyag áthalmozás becsléséhez a görgetve, szaltálva és lebegtetve szállított talajvesztéséget, vagyis a 0–10 és 10–40 cm-es fogókban csapdázódott talajanyagot vettük alapul.

Az áthalmozott talaj tápanyagmennyiségének kiszámításánál figyelembe vettük a két fogóban felhalmozódó üledék tápanyagtartalmát, illetve a felhalmozódott tömegekben tapasztalt különbségeket is. Az első fogóban akár négyszeres is lehet az anyagmennyiség. Ennek megfelelően súlyozott átlagokat számoltunk. A tápanyag áthalmozást 1 hektárra kivetítve az alábbi képlet segítségével számoltuk:

$$\Delta H = \frac{10000}{0,15} \cdot \left(ET \cdot \frac{I}{I + II} \cdot H_I + ET \cdot \frac{II}{I + II} \cdot H_{II} \right), \text{ ahol}$$

ΔH = tápanyag/humusz áthalmozás kg/ha-ban

ET= erodált talaj mennyisége kg-ban

I = I. fogóban felhalmozódott üledék mennyisége g-ban

II = II. fogóban felhalmozódott üledék mennyisége g-ban

H_I = I. fogóban levő üledék humusz/tápanyag tartalma

H_{II} = II. fogóban levő üledék humusz/tápanyag tartalma

0,15= a szélcsatorna alá helyezett talajmintatartó felülete m²-ben

A szélcsatornában különböző szélerősségek kapcsán a mintatartó tálcáról eltávozott tápanyagmennyiséget felhasználva e képlet segítségével megkaptuk 1 ha-ra kivetítve a tápanyag áthalmozás mértékét (8.4. táblázat).

A lebegtetve szállított mintákban a humusz halmozódott át legnagyobb mennyiségben. A legkisebb humusz elszállítódás 12 m/s-os sebességtartományban a csanádpalotai mintára volt jellemző (511 kg/ha). A legnagyobb humuszáthalmozás (3663 kg/ha) a csordakúti mintákra jellemző, 14 m/s-os sebességfokozaton.

A legjelentősebb foszfor áthalmozást a csordakúti sorozat esetében 14 m/s-os sebességtartománynál tapasztaltunk: 68,8 kg/ha. Legkevesebb foszfor az apátfalvi és a csanádpalotai terület talajából szállítódott el (7 kg/ha), 12 m/s-os sebesség fokozaton.

Káliumnál a legnagyobb veszteség 15 m/s-os sebességfokozaton keletkezett (99 kg/ha) a csordakúti sorozatnál. Legkevesebb tápanyagveszteség (8,7 kg/ha) az apátfalvi területről származó talajt érte 12 m/s-os sebességfokozaton.

A nitrogén eredményeket elemezve a tendencia a humusz áthalmozással mutat szoros kapcsolatot. A legkevesebb nitrogén (43 kg/ha) a csordakúti terület talajából távozott 12 m/s-os sebességfokozatnál. Legtöbb nitrogén áthalmozást szintén a csordakúti mérés sorozatnál tapasztaltuk, 15 m/s-os sebességfokozaton (343 kg/ha).

Gyűjtés helye	Szélesebbség fokozatok (m/s)	Humusz (kg/ha)	P ₂ O ₅ (kg/ha)	K ₂ O (kg/ha)	Összes nitrogén (kg/ha)
Csanádpalota	12	511,5	7,2	18,3	51,5
	13	1134,4	14,5	37,3	114,7
	14	2316,0	29,6	78,1	236,9
	15	2210,7	32,4	78,7	226,7
Csordakút	12	555,6	10,4	15,3	43,5
	13	1900,8	36,1	49,7	147,0
	14	3663,3	68,8	95,4	316,1
	15	3453,5	62,9	98,7	343,2
Apátfalva	12	533,9	7,4	8,7	40,7
	13	1549,4	30,1	34,1	148,2
	14	3079,8	57,5	67,1	286,7
	15	2785,9	60,6	72,6	285,9

8.4. táblázat A szélerózió által áthalmozott tápanyag mennyiségének átlaga a különböző szélerősségek hatására

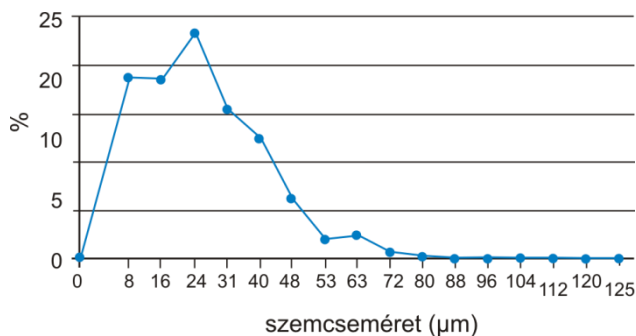
8.3. In situ szélcsatorna vizsgálatok réti csernozjom talajon

8.3.1. Különböző területhasználatú felszínek in situ szélcsatorna vizsgálata

A laboratóriumi szélcsatornában végzett kísérleteinket követően Magyarország Dél-alföldi csernozjom talajú területeit in situ körülmények között vizsgáltuk azon céllal, hogy kvantifikáljuk a különböző szélesemények által okozott talajveszteség mértékét, a feltalaj

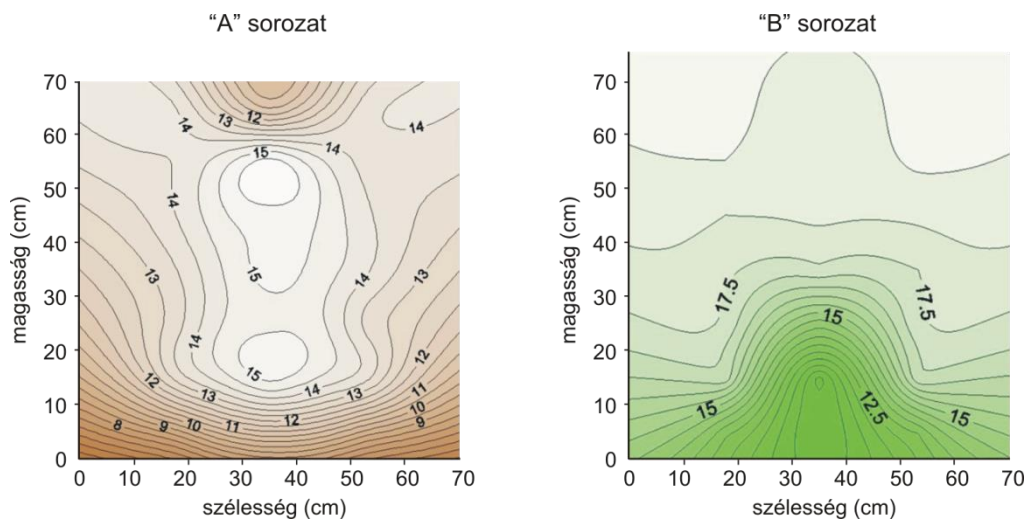
agronómiai szerkezetében bekövetkező változásokat, valamint az ezzel együtt járó humusz és tápanyag áthalmozás nagyságrendjét.

Első vizsgálati területünk Békés megyében, Makótól K-re mintegy 10 km-re, Apátfalva külterületén helyezkedett el. A terület talaja réti csernozjom genetikai típusba sorolható, vályog, agyagos vályog textúrával (8.17. ábra). Az „A” szint magas humusztartalommal rendelkezik (4,5–4,8%), a karbonát tartalom 4–12% között változik.



8.17. ábra A talaj mechanikai összetétele az apátfalvi mintaterületen

Kísérleteinket két sorozatban végeztük, sorozatonként 3-3 párhuzamos fűjatással. Az egyik sorozatban növényborítás mentes felszínen, a másik sorozatban fiatal kukorica soron (lásd 6. fejezet). Az egyes fűjati kísérletek során végzett szélprofil vizsgálataink alapján megállapítható, hogy a növényborítás-mentes és a kukorica sorral végzett kísérleteink szélprofilja jelentősen eltér (8.18. ábra).



8.18. ábra Az "A" és a "B" mérési sorozatok jellemző szélprofiljai (A: szélsebesség (m/s) izovonalas ábrázolása a szélcsatorna keresztmetszetében a csupasz talajfelszín felett, B: szélsebesség (m/s) izovonalas ábrázolása a szélcsatorna keresztmetszetében a kukorica sor felett)

Az "A" sorozat szélprofilja alapján elmondható, hogy az eredeti morzsás szerkezet, az abból adódó érdes talajfelszín az áramló levegő sebességét a felszín közelében lefékezi, az mintegy 10 cm magasságban éri el a 13 m/s-os, majd 20 cm magasan a 15 m/s-os szélsebességet. A "B" sorozat szélmérési eredményeit teljes keresztmetszetben ábrázoló profil alapján azonban szembetűnő, hogy a 25–30 cm magas kukoricasorok a szél erősségét, s így a talajfelszín defláció-veszélyeztetettségét nem fékezik, hanem az egyes növények környezetében örvénylő mozgásokat generálva, a szél sebességét 16–17 m/s-ra növelve a talajfelszín közelében a defláció-veszélyeztetettséget is növelik.

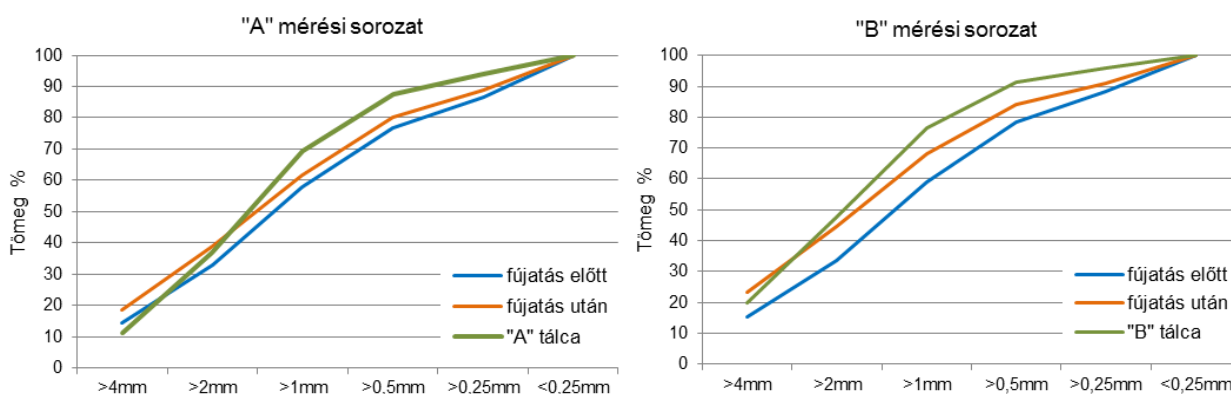
A 10 perces szélesemények hatására a feltalajban az aggregátum-összetétel jelentősen módosult (8.5. táblázat, 8.19. ábra) hasonlóan a *Junran és munkatársai* (2009) által Új-

Mexikóban végzett tartamkísérletei alapján tett megállapításokhoz. A porfrakció elszállítódik, a nagyobb aggregátumok aránya megnő a talaj felső 5 cm-ében. Különösen a „B” kísérlet sorozatnál szembetűnő, hogy a nagyobb, 1–4 mm-es aggregátumok aránya a kísérlet után 5–10%-kal megnőtt a feltalajban a kiindulási talajhoz képest (8.19. ábra). A nagyobb mértékű szaltációs elmozdulást a kukoricaborítás okozta szélesebbesség-növekedés eredményezte.

Az eredeti talajfelszín és a tálcákban összegyűlt talajanyag aggregátum-összetételét (tömeg%, $n=3$) összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy az „A” sorozat 15 m/s-os 10 perces széleseményeit követően az 1 és 2 mm átmérőjű aggregátumok a süllyesztett tálcában csapdázott talajanyag 58%-át tették ki (8.5. táblázat). Az eredeti talajfelszín aggregátum-összetételével összevetésben ezen átmérőjű morzsák aránya jelentősen (7-7%-kal) megnőtt a csapdázott talajanyagban. A „B” sorozat 16–17 m/s-os szélesebbessége nagyobb arányban mozdította el a 4 mm, ill. annál nagyobb aggregátumokat is. A tálcában csapdázódott talajanyag átlagosan 20%-át a 4 mm-nél nagyobb átmérőjű aggregátumok tették ki.

mm	„A” sorozat felszín m/m%	Szórás	„A” sorozat tálca m/m%	Szórás	„B” sorozat felszín m/m%	Szórás	„B” sorozat tálca m/m%	Szórás
>4	14,4	3,9	11,3	0,2	15,4	1,7	19,9	9,2
2–4	18,4	1,7	25,7	1,5	18,3	0,5	27,8	3,6
1–2	25,1	1,2	32,3	1,8	25,4	1,04	28,8	4,9
0,5–1	19,0	1,4	18,2	0,6	19,3	0,6	14,7	1,6
0,25–0,5	9,7	1,3	6,3	0,5	9,8	0,6	4,8	0,5
<0,25	13,4	2,6	6,1	0,9	11,8	0,9	3,9	0,2

8.5. táblázat Az eredeti talajfelszín és a tálcákban összegyűlt talajanyag aggregátum összetétele (tömeg %, $n=3$)



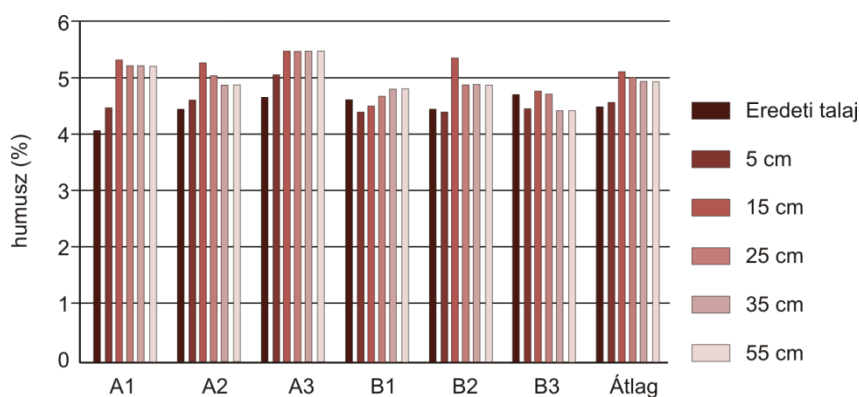
8.19. ábra A talajfelszín aggregátum összetételének (%) változása

A 10 perces szélesemények hatására bekövetkező talajelmozdulás számszerűsítését a csapdákban felhalmozódott talajanyag mennyiségének mérésével, a fűjtött felszín nagysága, valamint az MWAC csapdák bemeneti nyílásnagyságainak ismeretében az előző fejezetben leírtak szerint végeztük. Az átlagosan 1–1,1 t/ha talajelmozdulás döntő többségét a görgetve szállított talajanyag teszi ki. A tálcákban felhalmozódott talajanyag alapján a két fűjtési sorozat (borítás nélküli és kukorica sorral borított felszín) között jelentős különbség nem mutatkozik, az „A” sorozat esetében 970 kg/ha, a „B” sorozat esetében 950 kg/ha görgetve történő talajelmozdulást regisztráltunk. Az MWAC csapdákban elsősorban a porfrakció gyűlt össze, melynek mennyisége a teljes talajmozgáshoz viszonyítva az „A” sorozat esetében 10,7%, a „B” sorozat esetében pedig 17,4%. A talajelmozdulás átlagos értéke az „A” mérési

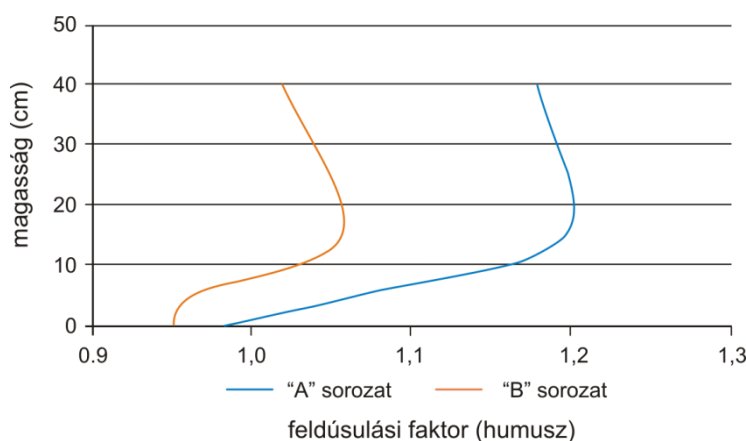
sorozat esetében 1,07 t/ha, a „B” mérési sorozat esetében pedig 1,15 t/ha. Ezen talajanyagból nagyobb távolságra azonban csak az MWAC csapdákban összegyűlt, lebegtetve szállított finom frakció jut, ami egy 15 m/s-os, 10 perces szélesemény alkalmával átlagosan 150 kg/ha-t tesz ki (Farsang et al. 2013 a, b).

8.3.2. Humusz- és tápanyagáthalmozódás mértékének meghatározása in situ szélsatorna vizsgálatokkal

A széleseményenként elmozduló talajanyag mennyiségének, valamint a csapdákban felhalmozódó üledék humusztartalmának ismeretében kalkuláltuk a humuszelmozdulás mértékét. A csapdákban felhalmozódott talajanyagban a humusztartalom dúsul (8.20. ábra). Az MWAC csapdák anyagának humusztartalmát osztva az eredeti talajfelszín humusztartalmával, szélerősségtől függően a 15 és 25 cm magasan elhelyezett csapdákra $FF=1,1-1,2$ feldúsulási faktorokat kapunk. A 15–55 cm között elhelyezett csapdák anyagában 0,6-1,0%-kal magasabb H% mérhető, mint az eredeti talajban (8.21. ábra, 8.6. táblázat). A defláció okozta humuszveszteség (görgetve és lebegtetve szállított) az „A” mérési sorozat esetén átlagosan 48,5 kg/ha, a „B” sorozat esetében pedig 51,7 kg/ha (10 perces, 15 m/s-os szélesemény).



8.20. ábra A humusz mennyisége a csapdák talajanyagában



8.21. ábra A humuszfeldúsulási faktorok alakulása a különböző magasságban elhelyezett csapdák anyagában

	Áthalmozódó talajmennyiség (átlag) (g m ⁻²)	Humusz (%)		Feldúsulási faktor H% _{erodált/eredeti talaj}	Összes erodált humusz (g m ⁻²)
		átlag	szórás		
Görgetve szállított talajanyag tálcás fogó alapján					
A - tálca	97.0	4,47	0,08	0,98	4,34
B - tálca	95.0	4,44	0,17	0,95	4,22
Lebegtetve szállított talajanyag MWAC csapdák alapján					
A - 5 cm	5,53	4,86	0,31	1,07	0,27
A - 15 cm	2,35	5,45	0,12	1,20	0,13
A - ≥25 cm	2,12	5,37	0,12	1,18	0,11
B - 5 cm	8,51	4,56	0,03	0,96	0,39
B - 15 cm	5,24	5,01	0,45	1,06	0,26
B - ≥25 cm	6,25	4,85	0,11	1,02	0,303
Összes áthalmozott humusz (A sorozat): 4.85 g m ⁻²					
Összes áthalmozott humusz (B sorozat): 5.17 g m ⁻²					

8.6. táblázat Az elmozduló talajanyag, a humuszfeldúsulási faktorok, valamint az elmozduló humuszanyag mennyiségének alakulása az "A" és a "B" kísérletsorozatok alkalmával (15 m/s szélességen, 10 perces fújatással) (Farsang et al. 2013a, b)

	Áthalmazódó talajmennyiség (átlag) (g m ⁻²)	P (ppm)		Feldúsulási faktor P _{erodált/eredeti talaj}	Összes erodált P (g m ⁻²)
		(átlag)	szórás		
Görgetve szállított talajanyag tálcás fogó alapján					
Tálca	96,0	1004,2	249	1,07	0,096
Lebegtetve szállított talajanyag MWAC csapdák alapján					
5 cm	5,53	887,8	63,2	0,95	0,005
15 cm	2,35	903,3	107,5	0,97	0,002
≥25 cm	2,12	861,6	63,4	0,92	0,002
Összes áthalmazódó P/kísérlet: 0.106 g m ⁻²					

8.7. táblázat Az elmozduló talajanyag, a P feldúsulási faktorok, valamint az elmozduló P mennyiségének alakulása kísérletsorozatok alkalmával (15 m/s szélességen, 10 perces fújatással) (Farsang et al. 2013a, b)

	Áthalmozódó talajmennyiség (átlag) (g m ⁻²)	K (ppm)		Feldúsulási faktor K _{erodált} /eredeti talaj	Összes erodált K (g m ⁻²)
		(átlag)	szórás		
Görgetve szállított talajanyag tálcás fogó alapján					
Tálca	96,0	15018	2072	1,00	1,442
Lebegtetve szállított talajanyag MWAC csapdák alapján					
5 cm	5,53	16167	1916	1,06	0,089
15 cm	2,35	16374	2204	1,08	0,039
≥25 cm	2,12	16493	929	1,09	0,035
Összes áthalmozódó K/kísérlet: 1.605 g m ⁻²					

8.8. táblázat Az elmozduló talajanyag, a K feldúsulási faktorok, valamint az elmozduló K mennyiségének alakulása kísérletsorozatok alkalmával (15 m/s szélességen, 10 perces fújatással) (Farsang et al. 2013a, b)

	Áthalmozódó talajmennyiség (átlag) (g m ⁻²)	Ca (ppm)		Feldúsulási faktor	Összes erodált Ca (g m ⁻²)
		(átlag)	szórás		
Görgetve szállított talajanyag tálcás fogó alapján					
Tálca	96,0	26961	5925	0,9	2,59
Lebegtetve szállított talajanyag MWAC csapdák alapján					
5 cm	5,53	29253	5862	0,97	0,162
15 cm	2,35	31753	5900	1,04	0,075
≥25 cm	2,12	31983	1848	1,08	0,068
Összes áthalmozódó Ca/kísérlet: 2.89 g m ⁻²					

8.9. táblázat Az elmozduló talajanyag, a Ca feldúsulási faktorok, valamint az elmozduló Ca mennyiségének alakulása kísérletsorozatok alkalmával (15 m/s szélességen, 10 perces fújatással) (Farsang et al. 2013a, b)

A talaj makroelemei (P, Ca, K) összes elemtartalomra vonatkozó értékei nem mutatnak feldúsulást a szélerózióval mozgatott talajfrakcióban, a feldúsulási faktorok 0,95 és 1,09 között változnak (8.7., 8.8., 8.9. táblázat). A 10 perc hosszúságú, 15 m/s szélességű fújatói kísérletek során átlagosan mintegy $0,11 \text{ g m}^{-2}$ P, $1,6 \text{ g m}^{-2}$ K és $2,9 \text{ g m}^{-2}$ Ca elmozdulását regisztráltuk.

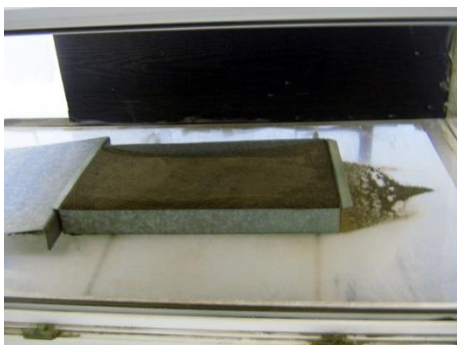
Bienders et al. (2002) természetes szélesemények alkalmával történő csapdázások segítségével számították ki homok talajok tápanyag veszteségét a Száhel övezetben. A mért talajvesztesség mértéke $0,3\text{--}1,9 \text{ kg m}^{-2}$ körül alakult. A homok talajok alacsony tápanyag tartalmának köszönhetően a tápanyag mozgás mértéke is alacsony értékeket mutatott: $9\text{--}65 \text{ mg m}^{-2}$ P veszteséget, $20\text{--}128 \text{ mg m}^{-2}$ K áthalmazódást és $7\text{--}62 \text{ mg m}^{-2}$ Ca veszteséget mértek. Sterk et al. (1996) tanulmányukban a szaltálva és szuszpendálva (lebegtetve) mozgó szedimenttel történő tápanyag áthalmazódást számszerűsítették. Két természetes szélesemény talajvesztességét mérték Nigerben, homokos talajon. A csapdázott szedimentet összes elemtartalom vizsgálatnak vetették alá (K, P, C, N). Az alábbi tápanyag áthalmazódási értékeket mérték: $5,7 \text{ g m}^{-2}$ K és $0,61 \text{ g m}^{-2}$ P. Sankey et al. (2012) a szél által szállított szediment tápanyag koncentrációját Mehlich3 feltárás mellett határozták meg (P, K, Mg, Cu, Fe, Mn, Al). A vizsgált talajokat égetés előtt és után gyűjtötték Idaho Államban (USA). Eredményként $0,256 \text{ g m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ P mobilizációt és $1,451 \text{ g m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ K mobilizációt regisztráltak. Sterk és Raats (1996) kísérletüket egy 40 m-szer 60 m-es köles földön végezték, 1993 nyarán. A talaj homokos textúrájú volt (szemcseösszetétele: homok 92,2%, iszap 3,0%, agyag 4,8%). A vizsgált időintervallumban négy jelentősebb szélesemény volt, s ezek során MWAC csapdával befogott mintákat elemezték a kutatók. A szélesemények átlagsebessége $7,6\text{--}10,3 \text{ m/s}$ között változott (Sterk, Raats 1996). A kutatásaikban átlagos $79,6 \text{ kg/ha}$ humuszfogyást, több mint $57,1 \text{ kg/ha}$ -os kálium veszteséget és $6,1 \text{ kg/ha}$ -os átlagos P fogyást állapítottak meg. Eredményeink, vagyis a 48 kg/ha humusz veszteség, a $10,6 \text{ kg/ha}$ -os P és a $16,49 \text{ kg/ha}$ K áthalmazódási értékek jól egybecsengenek Sterk és Raats (1996) terepi, természetes széleseményeken alapuló mérési eredményeivel, noha a kiindulási talaj típusa, ill. a szélesemények hossza és erősségének különbözősége okán csupán nagyságrendi összevetésre nyílik lehetőség.

8.7.3. A terepi és laboratóriumi szélcsatorna kísérletek eredményeinek összevetése az apátfalvi réti csernozjom talaj példáján

Az apátfalvi talajokon végzett tápanyag áthalmazódás mértékére vonatkozó laboratóriumi és terepi szélcsatorna eredményeket összevetve megállapítható, hogy a laboratóriumi szélcsatorna vizsgálatok a szerkezetes talajok esetében, köszönhetően az eljárás

mintaelőkészítési gyakorlatának, túlbecsülnek a terepi vizsgálatokhoz képest (8.10. táblázat). A laboratóriumi szélcsatorna vizsgálatokhoz a terepen 5 cm vastagságban „lenyesett” eredeti szerkezetű mintát szárítottuk, majd 2 mm-es szitán engedjük át. Ezt követően a szélútba egy 30x50 cm (0,15 m²) felületű, 5 cm mélységű fémtálcákba (8.22. ábra) helyeztük úgy, hogy a talajminta felszíne az edény felső peremével azonos magasságban legyen. A terepi szélcsatorna által kísérletbe bevonható talajfelszín ezzel szemben összesen 3,36 m² nagyságú (8.23. ábra), a talajfelszín eredeti szerkezeti állapotú és a mérés időpontjában adott nedvességtartalmú volt.

A nagyobb mennyiségű talaj- és tápanyag-áthalmozást a talaj bolygatása (szállítás), szárítása, valamint szitasoron átengedése vonja magával. Az ugyanazon helyről (Apátfalva) származó réti csernozjom talaj indítósebesség értéke 8,0 m/s-nak adódott laboratóriumi körülmények között, míg 13,0 m/s volt „terepen”. A talajelmozdulás mértéke a 14–15 m/s-os sebességtartományt tekintve két nagyságrendnyi különbséget eredményezett, míg a laboratóriumi szélcsatornában 200 t/ha talajelmozdulást prognosztizáltunk, addig a terepen ez csupán 1,1 t/ha értéknek adódott. Természetesen ezen különbségekből adódóan a tápanyag áthalmozódás mértékében is jelentkeznek az 1-2 nagyságrendbeli különbségek (8.10. táblázat).



8.22. ábra A laborszélcsatorna deflációs felszíne a fújtási kísérlet után



8.23. ábra A terepi szélcsatorna deflációs felszíne előkészítve a fújtási kísérletre

Apátfalva	Kritikus küszöbsebesség m/s	Talajelmozdulás (t/ha)	Szélsebesség fokozatok (m/s)	Humusz (kg/ha)	P ₂ O ₅ (kg/ha)	K ₂ O (kg/ha)
Labor szélcsatorna vizsgálat	8,5	30,0	12	533,9	7,4	8,7
		106,0	13	1549,4	30,1	34,1
		146,0	14	3079,8	57,5	67,1
		200,0	15	2785,9	60,6	72,6
Terepi szélcsatorna vizsgálat	13,0	1,1	15	48,5	2,4	20,9

8.10. táblázat A labor és terepi szélcsatorna kísérletekkel regisztrált átlagos talaj és tápanyag áthalmozás mértékének összevetése

A laboratóriumi szélcsatorna kísérletek nagy előnye, hogy az ott végzett kísérletek körülményei standartizálhatók, pl. a homogenizált, légszáraz állapotba hozott talajok egységes nedvesség tartalma nem okoz a különböző időpontban végzett mérések

eredményeiben eltérést. Egy-egy jól kiválasztott paraméter megváltoztatásával (pl. növényborítás, nedvességtartalom stb.) jól kimérhetők az ebből adódó egyes talajtípusok esetében eltérően jelentkező különbségek. A szerkezetes talajok defláció érzékenységeinek vizsgálatához, a természetes szélesemények hatásait mind pontosabban közelítő adatok nyeréséhez azonban szükséges az eredeti, bolygatatlan felszínen terepi szélcsatorna vizsgálatok elvégzése, még akkor is, ha a terepi körülmények magukban hordozzák egyes kísérleti körülmények – a laboratóriumi szélcsatorna kísérletekhez képest – nagyobb változékonyságát. A talaj nedvességtartalma például a különböző kísérleti napok esetében eltérhet, sőt egy napon belül is a napszaknak megfelelően alakul. Hasonlóan eltérések tapasztalhatók ugyanazon talajtípuson, ugyanazon parcellán belül a talaj szerkezeti állapotában is (pl. taposás következtében). A terepi kísérletek eredményei tehát magukban hordozzák ezen, a kísérleti körülmények hely és időbeli változásából adódó hatásokat, de azon kiindulási paraméterekkel együtt értékelve a kapott eredményeket, a természetes szélesemények hatásaihoz (Sterk, Raats 1996; Bieters et al. 2002) jól közelítő adatokat szolgáltatnak.

8.4. Terepi eljárás és eszközfejlesztés a széleróziós talajvesztesség és off-site hatásainak becslésére

8.4.1. A csapdázó tervezés szempontjai

Egy szélesemény során a különböző talajok eltérően viselkednek szemcseösszetételtől, humusztartalomtól, szerkezeti tulajdonságaiktól stb. függően. A szerkezetes, nem homok fizikai féleségű talajok, mint pl. Magyarország legmagasabb értékű csernozjom taljai és a defláció kapcsolatát viszonylag kevesen vizsgálták annak ellenére, hogy olyan talajokról van szó, amelyek mezőgazdaságilag rendkívüli jelentőséggel bírnak, ugyanakkor ki vannak téve az erózió hatásának. A széleróziós események hatásairól legpontosabb eredményeket terepi vizsgálatokkal szerezhetünk. Az egyik legnagyobb probléma a kísérletek során az elszállítódó talajanyag csapdázása, és így a különböző szélesebségekhez kötődő on- és off-site hatások minél pontosabb becslése.

Egy terület defláció érintettségét jellemezhetjük úgy, hogy a szélesemény során az adott területről távozó anyagot csapdázzuk. Erre a célra a nemzetközi szakirodalomban számos szediment mintázó eszközt használnak. A csapdázók használatának a célja a szél által szállított (finomabb és durvább) üledék pontos mennyiségi és minőségi paramétereinek, valamint az eolikus folyamatok és azok intenzitásának a vizsgálata. A kifejlesztett csapdákat azonban többnyire a 63 μm -nél nagyobb átmérőjű szemcsék gyűjtésére kalibrálták, s nem terjedt el olyan mintázó eszköz, amely szuszpendálva szállítódó részecskéket is nagy hatékonysággal csapdázza.

A szediment csapdák legfontosabb tulajdonsága a hatékonyság: egy reprezentatív érték, amely megmutatja, hogy a szedimentgyűjtő eszköz milyen mértékben képes egy-egy szélesemény által elmozduló talajanyag mennyiségi jellemzésére, vagyis hogy egységnyi területen átáramló szediment mennyisége mennyire egyezik ugyanekkora területen csapdázott szediment mennyiségével. A hatékonyságot általában tömeg és/vagy szemcseméret-eloszlás alapján határozzák meg. A hatékonyság értéke több tényezőtől függ, mint pl. a:

1. a gyűjtő eszköz kialakításától (méret, alak),
2. a szél sebességétől (a csapda bemeneti nyílásában lévő és az azt környező szélesebség, a légáramlat viselkedésének változása a szélesebség változásával),
3. a levegőben szállított részecskék méretétől (a szél irányváltoztatásakor a szemcse követi-e a légáramlat útját a csapdázóba),

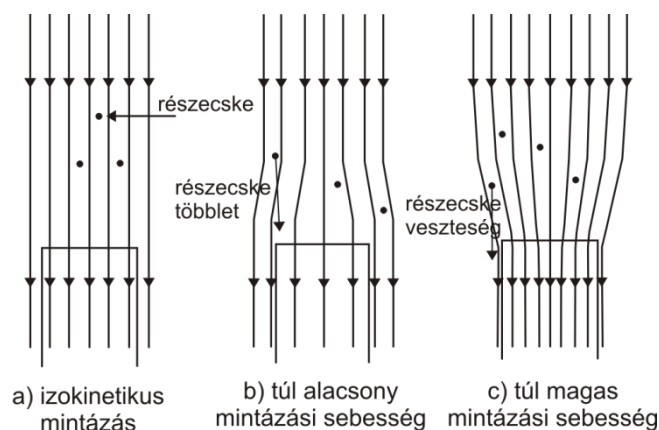
4. a csapdázás elvétől,

5. a csapdázás időtartalmától (túl rövid időtartalmú mintázás nem nyújt elég mennyiségű szedimentet a vizsgálatokhoz, túl hosszú időtartalmú mintázás során telítődhet a csapda, ami értékelhetetlenné teszi az eredményeket) (Goossens *et al.* 2000).

Csapdázók tárgyalásakor általában kétfajta hatékonyságról esik szó, a relatív és az abszolút hatékonysági értékről. A hatékonyságot mindig valamilyen viszonyítási érték alapján adjuk meg. Egy csapdázó tényleges, abszolút hatékonyságát úgy adhatjuk meg, hogy a csapdázót egy izokinetikus, pontos mennyiséget mérő csapdához viszonyítjuk. A csapdákat ugyanolyan körülmények között vizsgáljuk pl. azonos szélsébség, bemeneti nyílások egyforma magassága. A relatív hatékonysági érték meghatározásánál nincs szükség izokinetikus csapdára. Ezt az értéket meghatározhatjuk valamilyen tömegmérő eszköz vagy egy másik csapdázó segítségével.

A csapdázók nem pontosan annyi anyagot gyűjtenek, mint amennyit a valóságban a szél a mérés helyén szállít, hiszen a csapdák bizonyos körülmények között hatással lehetnek a szél áramlására, így a részecskék pályáját is befolyásolhatják. A csapdák gyűjthetnek nagyobb mennyiségű részecskét, mint elvárható pl. a szívócsőnél kialakuló gyorsulás miatt, vagy éppen kevesebbet pl. valamilyen aerodinamikai akadály miatt. Ideális esetben azonban a csapdázó eszköz nyílásán áthaladó szél sebessége megegyezik a körülötte áramló levegő pillanatnyi sebességével (Shao *et al.* 1993). Ez igaz a részecskékre is, tehát pontosan annyi részecske halad át a bemeneti nyíláson, mint a mintázó körül ugyanakkora területen, függetlenül a szemcseméret-eloszlástól. Ekkor beszélünk izokinetikus csapdázóról. Izokinetikus és nem izokinetikus áramvonalakat láthatunk a 8.24. ábrán.

Ha egy csapda izokinetikus, akkor azt 100% hatékonyságúnak tekinthetjük. A valóságban azonban még az izokinetikus csapdázók sem szükségszerűen 100% hatékonyságúak, mivel különböző bizonytalanságok és zavarok léphetnek fel. A hatékonyság csökkenését okozhatják olyan esetek például, ha a szemcsék visszapattannak a nyílásról, vagy ha a csapdázó csövében rakódnak le (Belyaev, Levin 1972).



8.24. ábra A légáram három esete a mintázás során (Strauss 1975)

A csapdázók többféle elv alapján gyűjthetik az üledéket. 1. Ütköztetés (pl. SUSTRA): A talajrészecskék a levegőárammal bejutnak az eszközbe, majd beleütköznek egy merőleges felületbe. A lepattanó részecskék összegyűlnek az eszköz alján, a tiszta levegő pedig kiáramlik a kimeneti nyíláson (Goossens *et al.* 2000). 2. Filtrálás (pl. Satorius): A levegőáramot egy szűrőközegen vezetik át. Shao *et al.* (1993) azt találta, hogy csak bizonyos lyukátmérőjű filterek alkalmazásakor maradtak hatékonyak az általa használt csapdák. Az aktív csapdázóknál 2 μm vagy annál kisebb lyukátmérőjű szűrőket használtak, a passzívknál pedig 40 μm vagy annál nagyobb lyukátmérőjűeket. 3. Ülepedés (MDCO): Az eszköz azon az elven működik, hogy a részecskék a gravitáció hatására ülepednek, és az eszközben összegyűlnek (Sow *et al.* 2006). 4. Centrifugális erő (BEST): A levegő beáramlik egy ciklon

típusú csapdázóba, majd spirál alakú légörvény keletkezik, miközben a porrészecskékre a nehézségi erőn kívül sugár irányú centrifugális erő is hat. A részecskék a ciklon falán sebességüket veszítik, és a nehézségi erő hatására a ciklon alsó részében összegyűlnek (Basaran *et al.* 2011). 5. Légáramlat sebességének lecsökkenése (MWAC): Az eszköz bemeneti és kimeneti nyílásának átmérője különbözik. A nagyobb kimeneti nyílás a levegőáram sebességének lecsökkenését okozza. A csökkent sebesség miatt a részecskék nem követik a légáramlat irányát és az eszközben összegyűlnek (Goossens *et al.* 2000). 6. Elnyeltetés (WAST): Az eszközbe áramló levegő valamilyen közegen keresztülhalad, így a részecskék a közegben csapdázódnak (Farsang *et al.* 2013). 7. Kombinált (POLCA): fémből készült, ék alakú üledékminta gyűjtő, amelynek téglalap alakú bemeneti nyílása 50x10 mm-es, míg a kimeneti nyílás, amelyen az áramló levegő távozik 120x10 mm-es. A kimeneti nyílásra 60 mikrométeres szemekből álló, perforált fémhálót helyeztek el, amely előtt a szemcsék a lecsökkent sebességű széláramból kiülednek. 8. Elektromos érzékelő (Saltiphone): A szél által szállított részecskék becsapódását érzékeli egy elektromos műszer.

Az eolikus csapdákat két csoportba oszthatjuk a részecskék mozgásának iránya alapján. Az egyik csoportba azok a mintázók tartoznak, amelyek bemeneti nyílása horizontális helyzetű, ezáltal a vertikálisan áramló szedimentet tudjuk mintázni. E csoportba tartozó, főként üledő porszemcséket gyűjtő csapdákkal pontos becsléseket adhatók pl. a levegőben tartózkodó por mennyiségére (Sow *et al.* 2006). A másik csoportba azok a csapdázók tartoznak, amelyek nyílása vertikális helyzetű és horizontálisan áramló anyagot lehet velük gyűjteni. A legtöbb szélcsatornás kísérletnél vertikális helyzetű szedimentgyűjtőt használnak (Goossens *et al.* 2000).

Csoportosíthatunk aktív (pl. Leys, Raupach 1991) és passzív (pl. Bagnold 1941; White 1982) csapdázókat attól függően, hogy használunk-e hozzájuk valamilyen eszközt (pl. pumpát) a szíváshoz. Egy ilyen eszköz meghajtása külön erőforrást igényel, ezért növeli a költségeket. Azonban az aktív csapdázók többnyire pontosabb eredményeket szolgáltatnak, mint a mintázó bemeneti nyílásán áthaladó szél sebességétől függő passzív társaik. Az aktív csapdázók ugyanis izokinetikusak, vagy – a mesterséges szívás miatt – közelebb állnak az izokinetikus vielkedéshez, továbbá kevésbé torlasztják vissza az áramló levegőt a bemeneti nyílásoknál. Mindazonáltal léteznek olyan passzív csapdázók is, amelyek izokinetikusak, és olyan aktív csapdázók, amelyek nem azok.

A gyakorlatban a passzív típusú csapdázók használata terjedt el, mert többnyire egyszerű a kialakításuk, terepen könnyebben használhatók, viszonylag nem drágák és könnyen szállíthatók (Nickling, Neuman 1997).

A hazai széléróziós kutatások során is többen hajtottak végre sikeresen csapdázó eszközfejlesztést, mint pl. Borsy Z. 1962-től induló terepi kísérletei során kifejlesztett homokfogókkal szerzett eredményei számos elévülhetetlen információt szolgáltattak a felszínen és a felszín felett különböző magasságokban mozgó szediment mennyiségéről és szemcseösszetételéről. Hasonlóan hatékony csapda beépítése történt a Debreceni Egyetem (DE) Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszékének laboratóriumi szélcsatornájába Lóki J. fejlesztésében, valamint a DE Karcagi Kutató Intézetében terepi csapdázó készült Blaskó L. irányításával (Blaskó *et al.* 1995).

Korábbi, csernozjom talajokon végzett terepi kísérleteink alkalmával egyértelművé vált, hogy a nemzetközi szakirodalom által ajánlott, homok talajokra kifejlesztett csapdázók (mint pl. MWAC, BSNE, SUSTRA, POLCA) a vályog, agyagos vályog fizikai féleségű talajokon nem jó hatékonysággal működnek. Fő célkitűzéseink közé tartozott egy alkalmas csapdázó kifejlesztése, mely egy horizontális aktív csapda, különböző magasságokban mintáz, izokinetikus, nedves csapdázó, és bármely mérvadó szemcseméret tartományra vonatkozóan jó hatékonyságú. A hatékonyság vizsgálatokat a Goossens *et al.* (2000) öt csapdázó hatékonyságát összevető cikkében legjobbnak bizonyult MWAC csapda és a talajvesztéseket fűjató kísérletként mérő talajmérlegek segítségével végeztük el.

A WAST csapdázó tervezése során több szempontot is figyelembe vettünk. Egy olyan eszközt kívántunk megtervezni, amely költség-hatékony, hordozható és terepi körülmények között egyszerűen kezelhető.

Az iparban használt porleválasztók már régóta ismertek, jó hatékonyságúak még finom frakciók esetén is, viszont az előbbi feltételeknek nem mindig felelnek meg. Drágák, általában nem hordozhatóak, vagy csak újabb költségek árán. Az ipari leválasztókat általában nagyobb mennyiségek leválasztására tervezték, és a leválasztott anyag nem alkalmas további laboratóriumi vizsgálatokra.

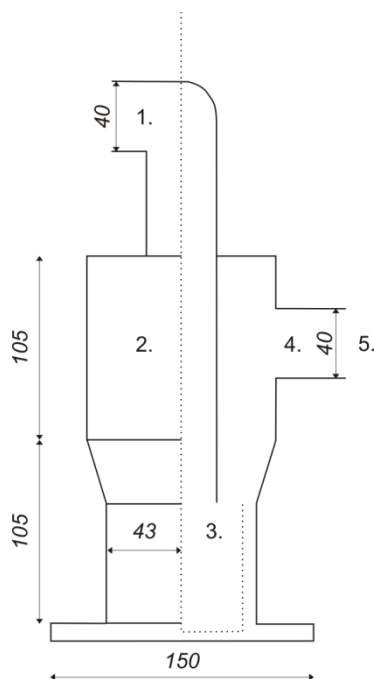
A szélerózió vizsgálat szempontjából további feltételeket szabtuk. Célunk volt egy olyan csapdázó tervezése, amely a horizontálisan áramló talajszemcséket képes mintázni jó hatékonysággal. Egy másik kritérium a szediment áram különböző magasságokban történő mintázása a kísérlet jobb kiértékeléséhez. Valamint célunk volt, hogy ez a csapdázó egy izokinetikus aktív csapdázó legyen.

Az alapkoncepció a nagy koncentrációjú szálló anyag valamilyen közegben történő elnyeltetése volt. A nedves porleválasztó berendezések működési elvét adaptáltuk egy csapdázóba. Az elv lényege, hogy a csapdázóban a szedimentet szállító légáramot ráirányítjuk egy nedves közegre, a részecskék leválnak a légáramból, és a közeget tartalmazó edényben összegyűlnek. Ennél a pontnál szempont volt a nedves közeg tulajdonsága is. Egyrészt, könnyen elválaszthatónak kell lennie a gyűjtött anyagtól, hogy a minták használhatóak legyenek a laborvizsgálatokhoz. Másrészt, ugyancsak a későbbi vizsgálatok eredményessége érdekében a közeg nem befolyásolhatja kémiaiilag a mintát. Harmadrészt, a közeg mennyisége is jelentős paraméter. A nedves közegnek elegendőnek kell lennie a mintázott anyag csapdázására, viszont ésszerű keretek között kell tartani a mennyiségét, hogy a szedimentről való leválasztás könnyű, gyors és egyszerű feladat legyen. A választott közeg a desztillált víz lett.

8.4.2. WAST (Wet Active Sediment Trap) - a fejlesztett csapdázó bemutatása, működési elve

A 8.25. ábrán a WAST műszaki rajza látható, amelyen feltüntettük a csapdázó részeit és méreteit. A csapdázó több részből áll: Egy bemeneti nyílásként szolgáló PVC csőből, amelynek egyik vége a szél iránya felé mutat. A cső folytatása merőlegesen megtörik a talajfelszín irányába, és a csapda belsejébe vezet. A cső hosszúságát a mintázásnak megfelelő magasság határozza meg. A csapdázó tartalmaz még egy kétrészes, alul kissé szűkített hengeres formájú csapdatestet (PVC); egy műanyag tartólapot, amelynek közepén egy csapdatest átmérőjű lyuk található; egy nedves közeget tartalmazó tégelyt; egy kimeneti nyílást (PVC cső), valamint egy elektromos ventilátort.

A WAST egy aktív csapdázó; a csapdázóban fellépő levegőáramról egy elektromos meghajtású ventilátor gondoskodik. A csapdázáshoz desztillált vizet használunk nedves közegként, amelyet műanyag tégelyekbe öntünk. A tégelyt a csapdázó alján, a műanyag tartólapon keresztül helyezzük a csapdázóba. A légáramlat merőlegesen áramlik a nedves közegbe, ahol a levegő útja megtörik, a talajrészecskék leválnak, majd a vizet tartalmazó tégelyben összegyűlnek. Szélesemény után a mintát és a vizet tartalmazó tégelyt óvatosan kivesszük a csapdázóból, majd kupakkal lefedjük, adatait felcímkezzük.

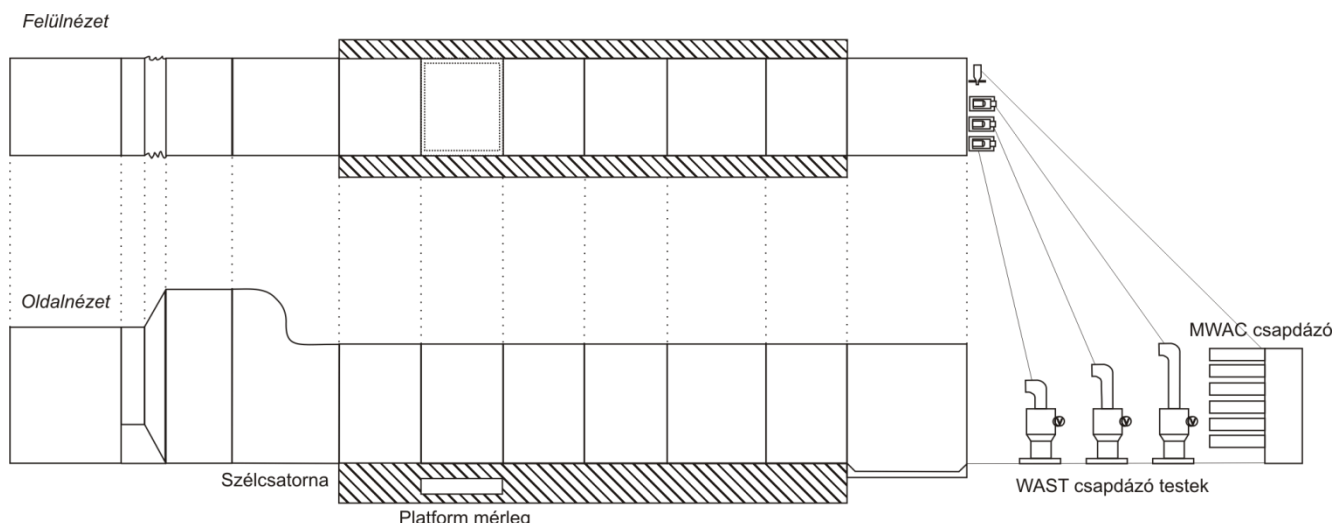


8.25. ábra A WAST csapdázó és részei: 1. Bemeneti nyílás, 2. csapdázó test, 3. mintavételi tégely, 4. kimeneti nyílás, 5. turbinális elszívás (az értékek mm-ben értendők)

A tervezés után három darab WAST csapdázó készült el. Ezeknél a csapdázóknál különbözik a bemeneti nyílások vertikális szakaszainak hossza: a három csapdázó 5-10, 20-25, 50-55 cm magasságokban képes mintázni. A 8.26. ábrán láthatunk egy képet a különböző mintázási magasságú csapdázókról, amelyeket a terepi vizsgálatokon használtunk. Az egyes kísérleti eljárásokban alkalmazott eszközkombináció elrendezését felül- és oldalnézetben (szélcsatorna, platform mérleg, MWAC csapdázók, WAST csapdázók) a 8.27. ábrán mutatom be.



8.26. ábra A 3 db WAST csapdázó különböző mintázási magasságokra állítva



8.27. ábra A kísérleti eljárásban alkalmazott eszközkombináció felül- és oldalnézetben (szélcsatorna, platform mérleg, MWAC csapdázók, WAST csapdázók)

8.4.3. MWAC (Modified Wilson and Cooke) csapdázó

A homoktalajok csapdázására kifejlesztett, a szakirodalomból jól ismert eszköz a Modified Wilson and Cook (MWAC) csapdázó (Kuntze *et al.* 1990) (8.28. ábra). Az eszköz egy mintázó palackból, valamint bemeneti és kimeneti csövekből áll. A palackot vertikális és horizontális csapdázásra egyaránt lehet használni. Az eszköz működési elve az eszköz belsejében a légáram sebességének lecsökkenésén alapul. A bemeneti cső a szél áramlásával ellentétes irányban nyitott annak érdekében, hogy a szálló anyag be tudjon áramlani rajta. Mivel a bemeneti cső átmérője kisebb, mint a kimeneti cső átmérője, a nyomáscsökkenés miatt a szemcsék jelentős hányada leülepedik a palackban, miközben viszonylag tiszta levegő távozik a kimeneti csővön. Bár az MWAC csapdázónál a szélesebségtől lényegében független a mintázás határfoka, különösen a kisebb sűrűségű, vagy kisebb méretű (jellemzően 0,2 mm-nél kisebb), illetve kisebb tömegű talajszemcsékből álló talajoknál, például a csernozjom talajoknál a hatékonysága nem kielégítő.



8.28. ábra. Wilson and Cooke csapda (Goossens *et al.* 2000) csapdatest (baloldal) és az apátfalvi területre kitelepített csapdázók (jobb oldal)

Goossens és munkatársai (2000) öt csapdázó (BSNE, MWAC, SUSTRA, POLCA, SALTIPHONE) hatékonyságát vetették össze, mely alapján az MWAC csapda bizonyult a legmegfelelőbbnek homok talajok eolikus folyamatainak vizsgálatához. Az MWAC csapda izokinetikus mintázó, tehát a mintagyűjtő-nyílásban a szél sebessége ugyanakkora, mint a környezetében. A palack egyfajta ülepítő kamraként szolgál, a beérkező üledék lerakódik a hirtelen nyomásesés miatt, melyet a bemeneti és kimeneti csövek, illetve a palack átmérőjének különbsége okoz (Goossens *et al.* 2000).

8.4.4. Hatékonyság számítás menete, eredményei

Az elmozduló talajrészecskék mennyiségi becslésére a szélcsatorna kimeneténél elhelyezett csapdázót terveztünk, valamint a mérési eredmények pontosítása végett a megfűjatott talajfelszín alá helyeztünk a BWS-60 típusú talajmérlegeket alkalmaztunk. A kifejlesztett csapdázó eszköz (WAST) hatékonyság vizsgálatát a Goossens *et al.* (2000) öt csapdázó hatékonyságát összevető cikkében legjobbnak bizonyult MWAC csapda és a talajveszteségeket fűjati kísérletként mérő talajmérlegek segítségével végeztük.

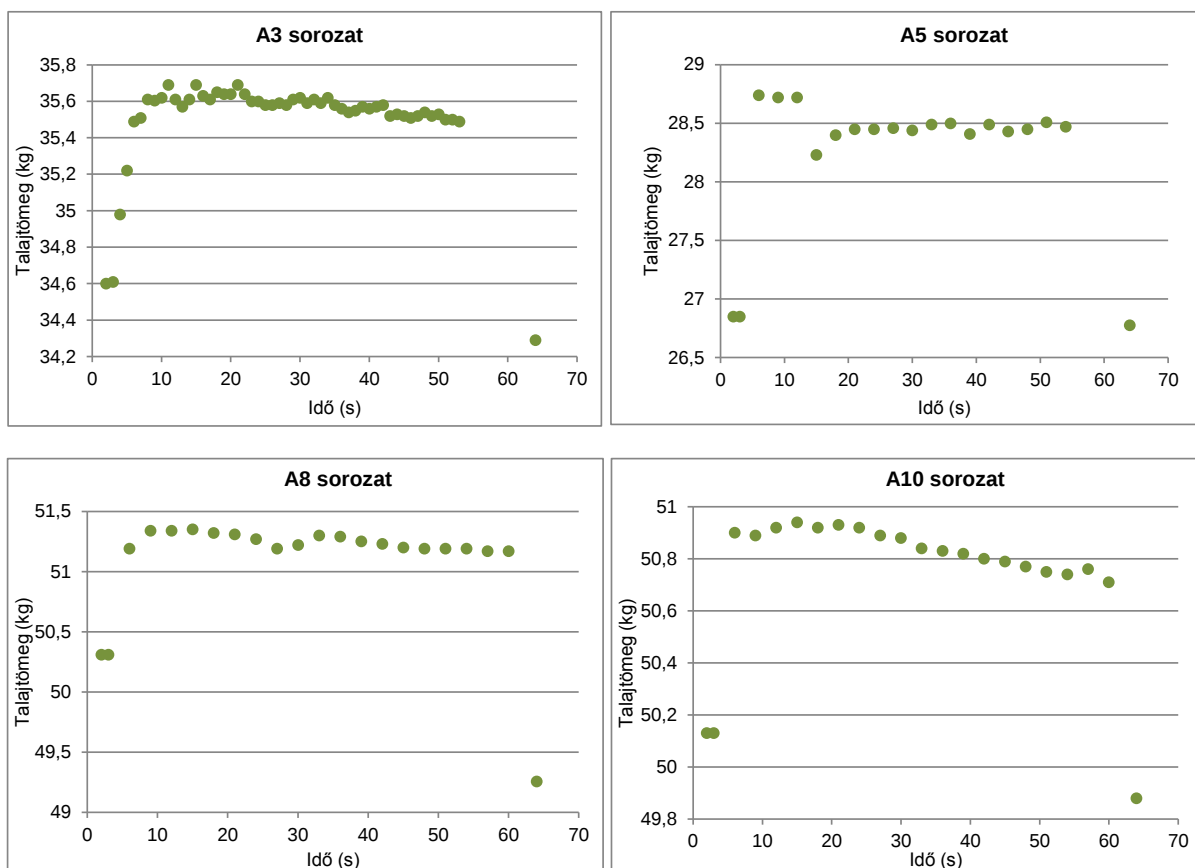
A hatékonyság vizsgálatokra 2013 júliusában került sor Szegedtől É-ra elhelyezkedő csernozjom és homok területeken (helyszín leírást lásd az 5. fejezetben). A csernozjom talajon 10, míg a homok talajon 4 kísérletet hajtottunk végre. Jelen munkában a csernozjom területen végzett kísérletsorozat eredményeit mutatom be.

A szélcsatorna felállítását követően elhelyeztük a platform talajmérleget a második csatorna elem alá. Ezután 6 db MWAC és 3 db WAST csapdázót rögzítettük a szélcsatorna végénél különböző mintavételi magasságokban. Az MWAC esetében 5, 15, 25, 35, 45, 55 cm, a WAST esetében pedig 5, 20, 50 cm magasságokban.

A szélesebbeséget minden fűvátás során horizontális és vertikális profilokban is mértük Lambrecht Jürgens 642 típusú anemométer segítségével. A szélcsatorna kísérletben a tömegmérések mellett talajmintákat is vettünk a későbbi laborvizsgálatokhoz. Minden kísérlet előtt (E) és után (U) mintáztuk a talajfelszínt (0–5 cm) a ventillátortól távolodva három ponton (E1, E2, E3, U1, U2, U3). A terepi mérésekben a szélcsatorna alól vett minták és a csapdázók által gyűjtött minták simítózáras tasakokba kerültek. A SZTE talaj laboratóriumában táramérlegen lemértük a minták nedves és száraz tömegét. A minták laboratóriumi vizsgálatának eredményeit (pl. aggregátum eloszlás, szemcseösszetétel, talajtani alapvizsgálatok) a 8.5. fejezet tartalmazza.

A szélcsatornás kísérletek során a légárammal elszállított összes talaj mennyiségét a platform talajmérleg alapján határoztuk meg. A mérleg a fűjati kísérletek során folyamatosan regisztrálta a felette elhelyezkedő talaj tömegének változását. Feljegyeztük a szélesemény előtt és után mért tömegeket, és a két érték különbsége adta az elszállított összes szedimentet. A 8.29. ábrákon látható, hogy a szélcsatorna beindítását követően a talajfelszín felett vízszintesen áramló levegő jelentős légnyomás növelő hatása miatt megugrott a mérleg által mért tömegérték, majd a 10 perces fűjati befejeztével, amikor a levegő nyugalmi állapotba került, jegyeztük fel a záró értéket. A platform mérlegekkel regisztrált talajveszteség értékeket a 8.11. táblázat tartalmazza.

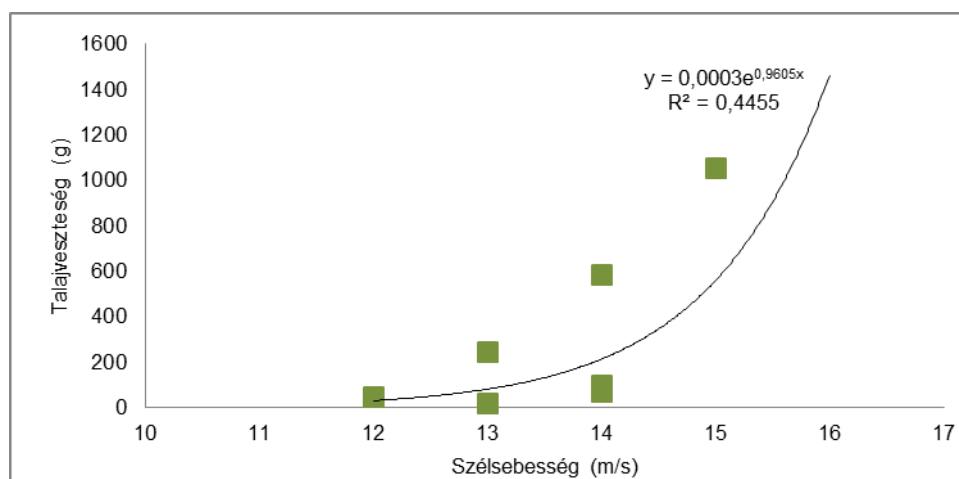
A teljes anyagveszteségi mérleg felállításához a szélcsatorna végénél elhelyezett tálcába került, görgetve mozgó szediment tömegét, valamint a szélcsatorna végében elhelyezett MWAC és WAST csapdázókban összegyűlt szaltálva és szuszpendálva szállított szediment tömegét is megmértük, mely adatokat a 8.11. és 8.12. táblázatok tartalmazzák. A platform mérleggel regisztrált talajveszteség értékek és a szélesebbesség összefüggése igen gyenge exponenciális összefüggéssel írható le. A három legmagasabb kísérleti szélesebbesség értékeket leválogatva azonban a kapcsolat szignifikáns ($r^2=0,45$) (8.30. ábra).



8.29. ábra A platform mérleggel regisztrált talaj tömegek változása a fűjratási kísérletek alatt

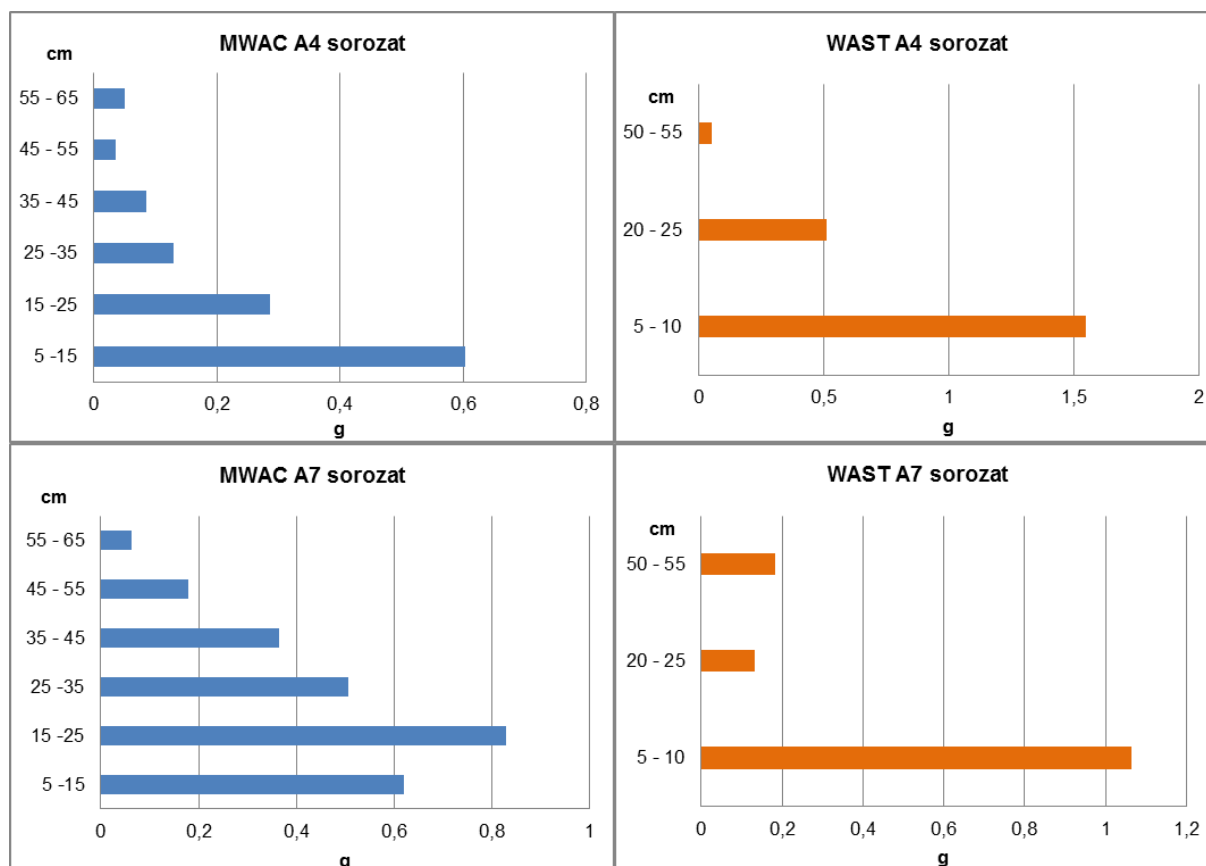
Sorozat	Szélesebesség [m/s]	Mérleggel mért talajveszteség (g)	Tálcában csapdázott talajanyag (g)
A1	14	590	20,41
A2	12	50	6,72
A3	16	310	25,85
A4	16	160	61,67
A5	14	75	23,49
A6	13	20	7,17
A7	15	180	7,99
A8	15	1055	13,17
A9	14	100	7,50
A10	13	250	3,30
átlag	-	279	17,73
minimum	-	20	6,72
maximum	-	1055	61,67
szórás	-	319,35	17,32

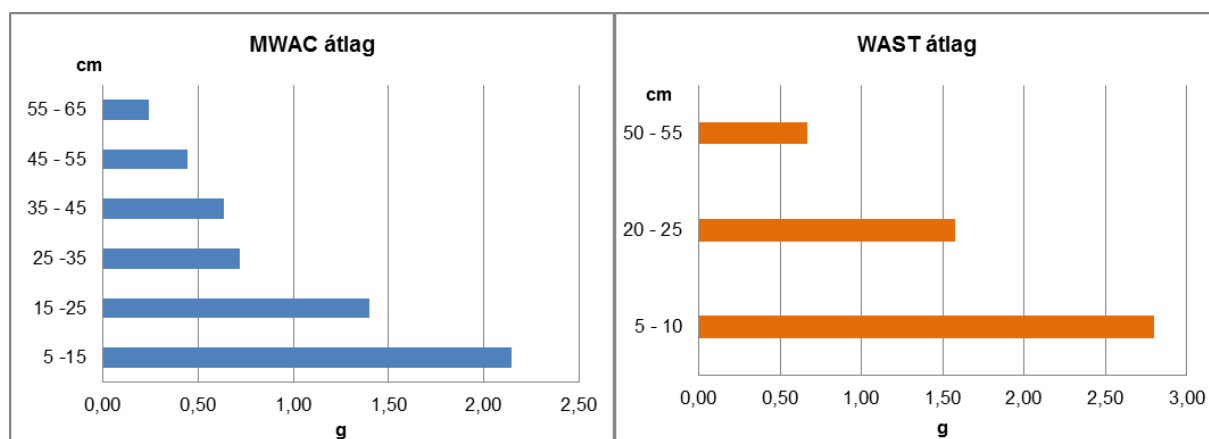
8.11. táblázat: Platform talajmérleg alapján kapott talajveszteség (A) és a görgetve szállított, tálcákban csapdázott talajanyag mennyisége



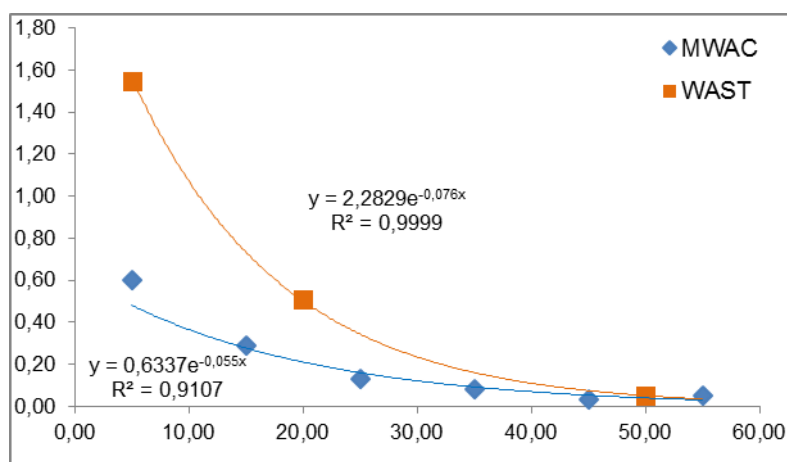
8.30. ábra A platform talajmérleggel regisztrált talajvesztés és a szélsebesség összefüggése

Az MWAC és WAST csapdázók által összegyűjtött szediment mennyiséget a 8.12. táblázatban láthatjuk. A szediment csapdázásához használt MWAC, valamint az általunk kifejlesztett WAST csapdázó is a korábbi labor és terepi kísérletekhez hasonlóan a magassággal csökkenő mennyiségű üledéket csapdázott (8.31. ábra). A csapdázott üledék mennyiség vertikális profiljában mindkét csapdázó esetében a szakirodalomban közölteknek megfelelően (Zingg 1953; Bouza *et al.* 2011) exponenciális csökkenés tapasztalható a magasság növekedésével (exponenciális függvény illesztése r^2 : 0,7–0,9 között változott) (8.32. ábra).





8.31. ábra Az MWAC és a WAST csapdázók által csapdázott üledék vertikális profilja



8.32. ábra A csapdázott anyagmennyiség (g) vertikális változása az MWAC, WAST csapdázók esetében (A1 kísérlet)

	Átlag (g)	Maximum (g)	Minimum (g)	Szórás
MWAC				
5 - 15 cm	2,15	8,53	0,60	2,77
15 - 25 cm	1,40	4,22	0,29	1,32
25 - 35 cm	0,72	2,11	0,13	0,66
35 - 45 cm	0,64	2,01	0,08	0,65
45 - 55 cm	0,45	1,55	0,04	0,51
55 - 65 cm	0,24	0,77	0,04	0,25
WAST				
5 - 10 cm	2,80	7,10	1,06	2,05
20 - 25 cm	1,57	5,77	0,13	1,99
50 - 55 cm	0,67	2,18	0,03	0,74

8.12. táblázat A csapdázókban (MWAC, WAST) mért üledék mennyiségek (A1–A10 sorozat) alapstatisztikai értékei

A csapdázók hatékonyságának megállapítására számos módszert használtak már (Shao et al. 1993; Sterk 1993; Pollet 1995; Pollet et al. 1998; Goossens et al. 2000; Dong et al. 2004; Mendez et al. 2011; Basaran et al. 2011). Azonban a szakirodalmakban nem találunk egységes módszert a hatékonyság meghatározására. Ebből következik, hogy egy csapdázóra akár többféle hatékonysági értéket is írhatnak ugyanakkora szemcseméret, illetve szélerősség

mellett. *Shao és társai* (1993) tömegmérés alapján határozták meg a hatékonyságot. Egy 100%-os hatékonyságúnak tekintett izokinetikus mintázót választottak viszonyítási alapnak a kísérletekben használt csapdázók hatékonyságának meghatározásához. A csapdázó hatékonyságát az $E = m/SY$ képlettel adták meg, ahol m az eszköz által ténylegesen csapdázott szediment tömege. *Basaran és társai* (2011) négy különböző szemcseméret-eloszlású szedimentet és négy különböző szélesebbeséget használtak kísérleteikben arra, hogy meghatározzák a BEST és az MWAC csapdázók hatékonyságát. A szélcsatorna alsó felületét durva dörzspapírral borították be a természetes érdesség szimulálására. Különböző magasságokban helyezték el a csapdázókat, amelyek felé egy tálcáról meghatározott mennyiségű és szemcseátmérőjű szedimentet fúvattak. Az összes szél által szállított anyag mennyisége (Q_0) meghatározható a tálca szélesebény előtt és után mért tömegének különbségéből. Mivel a horizontális szélprofil nem homogén, ezért egy korrekciós faktort kell alkalmazni (C_f). Ezt a faktort egy ragasztószalaggal határozták meg úgy, hogy a szalag ragadós oldalát a szél útjába helyezték. Szélesebény után megmérték a ragasztószalag súlyát (W_t), majd a szalag közepén kivágtak egy meghatározott hosszú szakaszt – amely megfelel a sűrűbb légáram útjának - és ezt is lemérték (W_{sz}). Majd a $C_f = W_{sz}/W_t$ képlet alapján meghatározták a korrekciós faktort. A BEST hatékonysága (E) kiszámítható a következő képlet alapján: $E = Q_{csapda}/Q_{elméleti}$, ahol Q_{csapda} a csapdák által gyűjtött tömeg, $Q_{elméleti} (=Q_0 \cdot C_f)$ az összes szediment veszteség és a korrekciós faktor szorzata (*Basaran et al.* 2011). *Dong és munkatársai* (2004) a WITSEG csapdázó hatékonyságát (E) a teljes szállított részecske áramlás (Q_1) és az elméleti szállított részecske áramlás (Q_2) hányadosaként adta meg ($E = Q_1/Q_2$). Laborkísérletek alapján a Q_2 -t a $Q_2 = (W_0 - W_1)/(L \times T)$ képlet alapján számolták, ahol W_0 a teljes szedimentminta mennyiségének a tömege a kísérlet előtt; W_1 a szediment tömege a kísérlet után, L a szedimentet tartó tálca szélessége és T az eltelt idő. Különböző W_0 , W_1 és T értékek és különböző részecskeméreteket valamint szélesebbeségek kombinációjának végrehajtása szükséges a Q_2 pontos meghatározásához. *Goossens és munkatársai* (2000) 5 különböző csapdázót (BSNE, MWAC, SUSTRA, POLCA, SALTIPHONE) vizsgáltak laboratóriumi és terepi körülmények között. A laborkísérletekben ismert szemcseméretű üledéket használtak, amelyet meghatározott magasságban a légáramba diszpergáltak. Háromféle szemcseeloszlású homokot alkalmaztak a kísérletben, amelyekben a közepes szemcseátmérő 132, 194 és 287 μm volt. A mintázókat különböző szélesebbeségek mellett tesztelték 6,6 és 14,4 m/s között. Egymástól független tesztekert hajtottak végre, melyek után megmérték az összegyűjtött homok tömegét, illetve a Saltiphone esetén regisztrálták a homokszemcsék becsapódásainak számát. A csapdázók hatékonyságát a Satorius eszköz alapján határozták meg a következő képlet alapján: $E = Q_i/Q_s$, ahol E a csapdázó hatékonysága, Q_i az adott csapdázó által gyűjtött homok tömege, Q_s a Satorius által gyűjtött homok tömege. Mivel a csapdázók nyílásai nem azonos területűek, a Q_i és a Q_s értékek egységnyi területre vonatkoznak. A szélesebbeség növekedésével csökken a csapdázók hatékonysága, kivétel a Saltiphone és az MWAC esetén. A Saltiphone-ról általánosan elmondható, hogy hatékonysága jelentősen kisebb a többi vizsgált mintázóénál, viszont a szélesebbeség növekedésével hirtelen megnő a hatékonysága, főleg a nagyobb ($> 287 \mu m$) részecskék hatására. Az MWAC hatékonysága a vizsgált szélesebbeségek esetén közel állandó maradt. Azt is észrevehetjük, hogy a részecskeméret növekedésével a csapdázók hatékonysága is nő (*Goossens et al.* 2000). *Pollet* (1995) és *Pollet et al.* (1998) cikkeiben a POLCA mintázóval végzett tesztek eredményeit közlik. A cikkeiben leírt kísérletekben a mintázót négy különböző szélesebbeséggel tesztelték, és a mintázáshoz 270 μm átmérőjű homokot használtak. Az eredmények alapján kapott hatékonyság 27% és 39% közé esett, amely sokkal alacsonyabb, mint *Goossens* (2000) által kapott kb. 70% és 120% közötti érték. Az MWAC mintázóval számos kísérletet végeztek már el, amelyek eredményei néhány esetben ellentmondásosak. *Sterk* (1993) 222 μm közepes átmérőjű homokkal három szélesebbeség (9,9; 10,4 és 11,0 m/s) mellett vizsgálta a csapdázót. Arra jutott, hogy az

MWAC hatékonysága 43% és 66% között található, ami összeegyeztethető *Pollet* (1995) 42% és 56% közötti, valamint *Bakkum* (1994) 50% és 55% közötti értékeivel. Ezekkel ellentétben *Goossens* (2000) értékei jóval magasabbak, 90% és 120% közöttiek. *Goossens* (2000) adataival ellentétben *Sterk* (1993) és *Pollet* (1995) nem találtak összefüggést az MWAC hatékonysága és a szélesebbesség között.

A csapdázókban összegyűlt és lemerített tömegek önmagukban tehát nem értékelhetők a hatékonyság elemzéséhez. Az MWAC és a WAST bemeneti nyílásai nem azonos magasságokban voltak elhelyezve, és a bemeneti nyílások nagysága sem egyezett, ezért a két csapdázóban mért tömegeket elméleti számolásokkal lehetett értékelhetővé tenni. A csapdázók hatékonyságát a következő képlet alapján határoztuk meg:

$$E = Q_{cs} / Q_{\text{ö}}$$

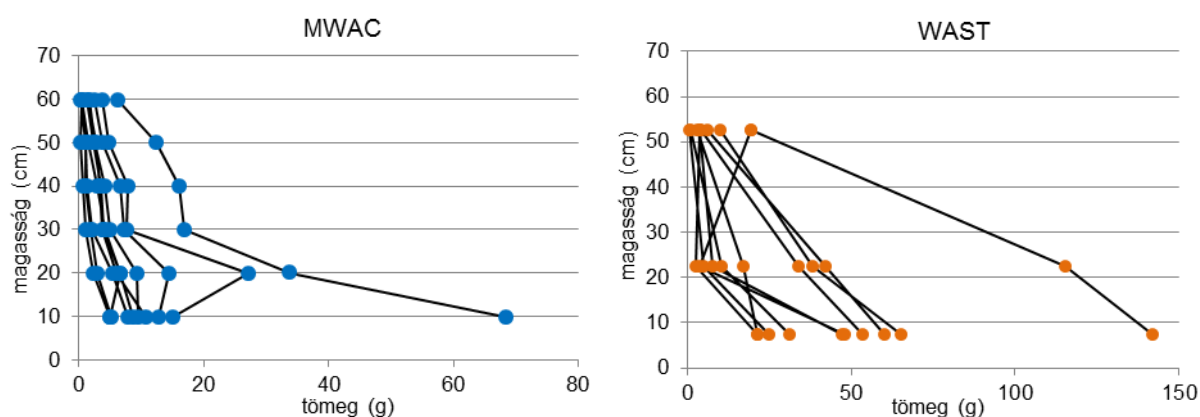
ahol E (efficiency) a hatékonysági érték, Q_{cs} a szél által szállított szediment mennyisége a csapdázott tömegek alapján, $Q_{\text{ö}}$ a szél által elszállított szediment mennyisége a talajmérleg adatai alapján. A Q_{cs} értékhez meghatároztuk a csapdázók különböző magasságban befogott szediment tömegeire illesztett exponenciális függvénygörbék alatti területet közelítő integrál módszerrel. A görbe alatti területekre átszámolt tömegek együttesen adják a szélesebbesség során szaltálva és szuszpendálva szállított szediment mennyiségét. Ehhez hozzáadódik még a görgetve mozgó talajszemcsék tömege (8.13. táblázat), amely szélcsatorna végénél elhelyezett süllyesztett tálcában gyűlt össze. A tálcában összegyűlt talaj tömege és a csapdázók alapján átszámolt elszállított anyag tömege együtt a teljes talajvesztést adják. A $Q_{\text{ö}}$ érték kiszámításához a talajmérleggel megmértük a mérleg felett elhelyezkedő talaj tömegét a kísérlet előtt és után. A két tömeg különbsége adta a talajvesztést, amelyet a hatékonyság kiszámításánál viszonyítási pontnak választottunk. A tömegkülönbség értéke csak a platform talajmérleg feletti területre vonatkozik, ezért egységnyi területtel számolva felszoroztuk a szélcsatorna hosszával, így megkaptuk a $Q_{\text{ö}}$ -t. A 8.13. táblázatban láthatjuk az MWAC és a WAST csapdázókra kapott hatékonyság számítási eredményeket. Az első oszlop a kísérletek sorszámát jelöli.

	U	Csapdázókban összegyűlt szediment alapján becsült talajvesztés [g]		Mérleg alapján becsült talajvesztés (g)	Hatékonyság	
	Szélesebbesség [m/s]	MWAC+tálca	WAST+tálca		MWAC	WAST
A1	14	140,75	741,4	5504,7	0,03	0,13
A2	12	237,93	480,1	466,5	0,51	1,03
A3	16	769,67	2127,2	2892,3	0,27	0,74
A4	16	1954,61	5289,6	1492,8	-	-
A5	14	562,72	991,4	699,8	0,8	1,42
A6	13	156,21	786,88	-	-	-
A7	15	378,93	1683,3	1679,4	0,23	1,00
A8	15	347,61	2015,4	9796,5	0,04	0,21
A9	14	315,65	1315,1	933,0	0,34	1,41
A10	13	223,29	496,1	2332,5	0,10	0,21
Medián	-	331,63	1153	1649,4	0,25	0,87
Min	-	140,75	480,1	466,5	0,03	0,13
Max	-	1954,67	5289,6	5504,7	0,51	1,42
Szórás	-	555,5	1429,6	-	0,27	0,53

8.13. táblázat A csapdázók hatékonysága

Az újonnan kifejlesztett WAST hatékonysága minden fűtési kísérlet esetében meghaladja a szakirodalom alapján legmagasabb relatív hatékonyságúnak elismert (*Sterk* 1993; *Bakkum* 1994; *Pollet* 1995; *Goossens* 2000) MWAC hatékonyságát (8.13. táblázat). Az

MWAC csapda hatékonysága kerekítve 3–51% között változott, míg a WAST csapdázóé 13–142% között. A WAST az MWAC-hez képest átlagosan háromszor nagyobb hatékonysággal mintázza a vályog fizikai féleségű talajokat. A hatékonysági értékekre számított medián az MWAC esetében 27%, a WAST esetében 87%-nak adódott. Mindkét csapdázó, valamint a szaltálva mozgó szediment gyűjtésére elhelyezett süllyesztett tálca is az A3-A4-A8 kísérleti parcellákon gyűjtötte a legtöbb szedimentet. A hatékonyság vizsgálatokból kivettem az A4 kísérlet eredményeit, mivel ezen, a kísérlet sorozat legnagyobb átlagsebességével (16,7 m/s) jellemezhető A4 kísérlet során a csapdázók által becsült értékek többszörösen meghaladták a platform mérlegekkel becsült talajvesztés értékeit. A csapdázók által befogott szediment mennyiségének magassággal történő változását összegző 8.33. ábra alapján is látható, hogy ezen kísérlet eredménye kiugró, jelentősen eltér mindkét csapdatípus esetében a többi kísérleti eredménytől. Ennek oka egyrészt a nagy szélesebesség, másrészt, hogy ezen kísérleti parcella feltalajában mértük a legmagasabb humusztartalmat (2,8%), valamint hogy ez volt az első kísérleti nap utolsó fűtatása, s a magas júliusi nappali hőmérsékletnek köszönhetően a talajnedvesség a délelőtti 5,6%-ról délutánra, a fűtatás időpontjára 3,7%-ra csökkent.

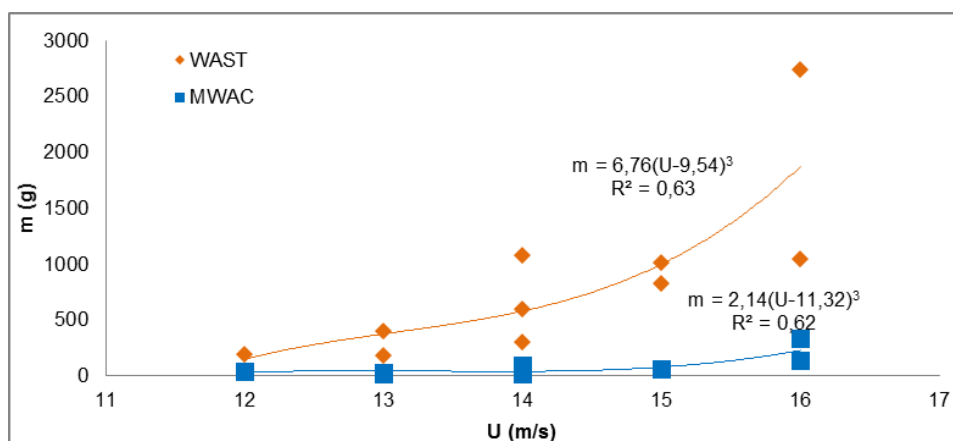


8.33. ábra A vizsgált csapdázók által befogott szediment mennyiségének változása a magassággal

Megállapíthatjuk, hogy a szélesebesség növekedésével a csapdázott szediment anyag mennyisége is nő (8.34. ábra), a WAST csapdázó a szélesebesség növekedésére érzékenyebben reagált, mint az MWAC-k. A széláram által szállított szediment tömege (m) és a szélesebesség (u) közötti kapcsolatot minden esetben jól leírja egy-egy harmadfokú hatványfüggvény, amely általánosan az

$$m = a(u - b)^3$$

alakban írható fel (Bagnold 1941). A függvény b értékei megadják azokat a percnkénti átlagsebességeket, ahol elméletileg megindul a szemcsemozgás. A csapdázott szediment tömegének a szélesebesség harmadik hatványával talált kapcsolata (8.34. ábra) emlékeztet Bagnold formulájára (1941), valamint a Borsy (1993) által közölt módosított O'Brien-Rindlaub formulára. A 10 párhuzamos fűtatási kísérlet során regisztrált kritikus indítósebesség értékek 6,5–9 m/s között változtak, tehát a WAST csapdázó által befogott szediment tömegértékekre állított hatványfüggvény O'Brien-Rindlaub módosított formulájában szereplő b érték (9,5–11,3) jól közelítette ezt.



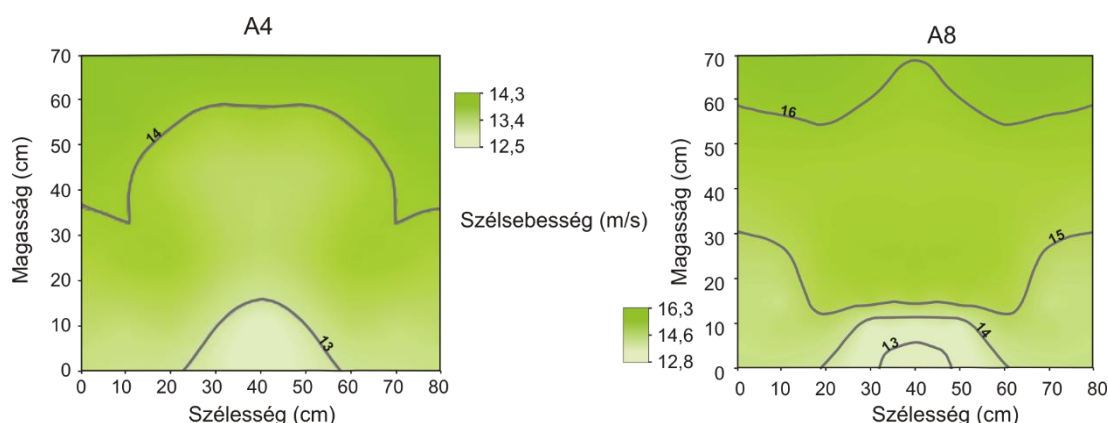
8.34. ábra Az MWAC és WAST csapdázók tömeg – szélesség diagramja

A csapdák hatékonyságának változását a szélességgel összevetve nem találtunk szignifikáns összefüggést. A korábban jellemzett hatékonyság vizsgálati kísérletekben is megállapítást nyert, hogy szélesség növekedésével a hatékonyság a legtöbb eszköznél csökken. Ezt feltehetően az okozza, hogy megnő a bemeneti nyílásban a nyomás, ami akadályozza a talajrészecskék mintázóba történő bekerülését. Különösen érzékenyek erre a finomabb szemcseösszetételű talajok, hiszen a kisebb átmérővel rendelkező szemcsék érzékenyebbek az áramlás sebességének ingadozására, valamint a sebesség növekedésével fokozottan megjelenő csapdatest visszatörlesztő hatás miatt hajlamosak inkább a mintázó körül áramlani, mint belekerülni.

8.5. Csernozjom talajok defláció érzékenysége és tápanyag áthalmozódásának in situ széleróziós vizsgálata terepi szélcsatornával

8.5.1. Aggregátum- és mechanikai összetételbeli változások

A vizsgált mintaterület Szegedtől ÉNY-ra helyezkedik el. A terepi szélcsatorna vizsgálatokat a kiválasztott térrészen 10 db párhuzamos parcellát (A1–A10) kialakítva 2013 júliusában végeztük. A terepi szélcsatornás kísérlet alatt a különböző szélesemények hatására elszállított talajmennyiség meghatározására BWS-60 típusú elektronikus platform mérleg segítségével került sor. A feltalaj nedvességtartalma fűtás előtt mérve 2,1–5,7% között változott, napszaktól függően. A fűtési kísérletek jellemző szélprofilját a csatorna keresztmetszetében ábrázolva két fűtési kísérlet esetén a 8.36. ábra mutatja be. A 15 cm magasan mért szélesség értékeit a 8.4 fejezet 8.11. táblázata tartalmazza, a szélerózióval elszállított talaj mennyiségét az egyes fűtési kísérletek alkalmával a 8.14. táblázatban foglaltam össze. A csernozjom talaj felszínén egy-egy 10 perces fűtás alkalmával átlagosan 775 g/m² talaj mozdult meg. A legtöbb talajvesztést az A8-as sorozatban regisztráltuk, 2930 g/m² értékkel, 15,5 m/s-os szélerősség mellett. A legkisebb eróziót (55,6 g/m²) 14 m/s-os szélerősségnél a 6-os számú parcellán mértünk. Az egységnyi területről elszállított talajanyag mennyisége a szélességgel összefüggésben változott, a szélesség és az erodálódott talajtömeg közti korreláció szignifikáns ($r^2=0,745$) volt.



8.36. ábra A fújtatási kísérletek szélprofilja a csatorna keresztmetszetében ábrázolva az A4 és A8 kísérletek példáján

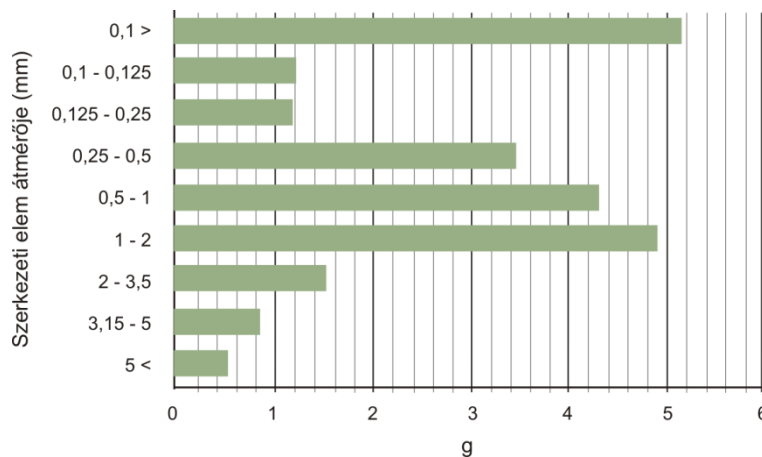
Sorozat	Elszállított talaj (g)	Elszállított talaj (g/m ²)
A1	590	1638
A2	50	139
A3	310	861
A4	160	444
A5	75	208
A6	20	55,6
A7	180	500
A8	1055	2930
A9	100	278
A10	250	694
Átlag	279	775

8.14. táblázat Az egyes szélesemények által elszállított talajmennyiség becslése a platform mérleggel mért adatok alapján

Sterk (1993) a szél által szállított részecske mozgásban különböző magasság-intervallumokat különböztetett meg az alapján, hogy melyik részecskeszállítási mód a meghatározó:

1. 0–0,15 m: szaltáció domináns
2. 0,15–0,85 m: szaltáció és lebegtetés egyforma fontosságú
3. 0,85–1 m: lebegtetés domináns
4. 1 m– csak lebegtetés.

A szélcsatorna végébe épített süllyesztett tálcában (<0 m) csapdázódtak a szél által görgetve mozgatott nagyobb szerkezeti elemek. A tálcában összegyűlt minták átlagos szerkezeti elem összetételét a 8.37. ábra szemlélteti. Míg a tálca anyagának átlagosan mintegy 27,5%-át az 1–3,5 mm nagyságú morzsák, 33,5%-át pedig a 0,25–1 mm átmérőjű apró morzsák tették ki (a tálca által csapdázott szediment mintegy 67%-a a makro-aggregátum osztályba esett), addig mind az MWAC, mind pedig a WAST csapdázók minden magasságban por frakciót gyűjtöttek.



8.37. ábra A szélcsatorna végébe épített süllyesztett tálcában csapdázódott szediment átlagos szerkezeti elem összetétele (száraz szitálás)

A különböző magasságokban szállítódó részecskék arányait először *Chepil* (1957) és *Gillette* (1977, 1978) írta le. *Chepil* (1945) szerint a talaj fizikai féleségétől függően 3–38%, *Gillette* (1977, 1978) szerint átlagosan 10% szuszpenziós mozgással kell számolni. A kutatók álláspontja szerint a szemcsék döntő hányada szaltálva mozdul el a szélesemények hatására. *Lóki* (2003) jól osztályozott futóhomok talaj esetében szélcsatorna kísérletek alapján megállapította, hogy a szemcsék 80–90 %-a mozdult el így. *Bagnold* (1941) és *Chepil* (1945) szerint a felszíni gördülés a teljes mozgás mintegy 7–25%-át teszi ki. Ennek az elmozdulás típusnak abban is jelentősége van – írja *Lóki* (2003) – hogy az aggregátumok gördülés közben morzsolódnak, szétesnek és így szaltációs vagy szuszpenziós szállításra alkalmas méretűvé válva mozgásfajtaát válhatnak.

A 10 párhuzamos fújatási kísérlet során a süllyesztett tálcában és a WAST csapdázó különböző magasságaiban összegyűlt, s a szélcsatorna keresztmetszet arányos részére felszorozott átlagos szediment mennyiségét alapul véve megállapítható, hogy a csernozjom talajainkat érő 13–16 m/s-os szélesemények során a talajanyag áthalmozódása a labor szélcsatornában mért arányokhoz hasonlóan (8.1 fejezet) ~2%-ban görgetve történik, ~51%-a szaltálva és mintegy 47%-a szaltálva és lebegtetve távozik a területről. A csak lebegtetve (85 cm felett) elmozduló szediment arányának meghatározására, tekintettel a szélcsatorna magasságára, nem volt lehetőség. Az MWAC csapdázóban összegyűlt szediment alapján arra eredményre jutottunk, hogy a szediment mozgása ~6%-ban görgetve történik, ~27%-a szaltálva és mintegy 68%-a szaltálva és lebegtetve. Ezen eredmények némileg ellentmondanak *Bouza et al.* (2011) tanulmányában leírtaknak. *Bouza* és munkatársai Argentína DNy-i régiójában vizsgáltak homokos vályog - vályog talajokat, melyek szervesanyag tartalma átlagosan 1,9 % volt. Terepi méréseik során BSNE csapdázókat (lásd 7. fejezet) használtak. Megállapították, hogy a vizsgált területen az elszállított talajanyag mintegy 70 %-a a 0–7 cm-es magasságon mozdult el. Az általuk vizsgált talajok szerkezeti állapotáról ugyanakkor nem számolt be a tanulmány. A talajok rossz (porosodott) szerkezeti állapotára utal az alacsony szervesanyag tartalom, valamint az alacsony (6,7 m/s) küszöbsebességi érték is. Az általunk vizsgált talaj azonban magasabb humusz tartalommal és jó szerkezeti állapottal bír (1 mm-t meghaladó átmérőjű szerkezeti elemek teszik ki a kiindulási talajfelszín több, mint 50 %-át). Ennek köszönhető a görgetve szállított szediment alacsonyabb aránya (2–5,7%), valamint a talajfelszín érdességének fokozása is, mely növeli annak a rétegnek a vastagságát, amelyben a levegő mozgása elhanyagolható (8.15. táblázat).

	A különböző magasságokban elszállított talajanyag becsült értéke medián (g)	Maximum (g)	Minimum (g)	Szórás	Mozgás típusa	
MWAC						
0-15 cm	90,43	682,7	48,3	191,0	szaltálva	26,6%
15 -25 cm	79,81	510,3	35,6	142,9	szaltálva és lebegtetve	68,03%
25 -35 cm	57,17	253,3	16,7	75,3		
35 - 45 cm	36,01	164,8	8,6	45,9		
45 - 55 cm	28,95	142,4	4,8	40,5		
55 cm -	29,26	92,9	3,4	26,7		
Tálca	17,73	61,6	6,7	17,31	görgetve	5,7%
WAST						
0-7,5 cm	360,15	1065,0	159,1	33,2	szaltálva	51,0%
7,5-15,0 cm	170,50	1015,3	124,7	262,6		
15,0-22,5 cm	94,04	915,7	54,7	257,6	szaltálva és lebegtetve	47,04%
22,5-52,5 cm	347,41	2020,4	80,0	62,7		
52,5cm -	46,35	212,7	7,3	2,9		
Tálca	17,73	61,6	6,7	17,31	görgetve	2,0%

8.15. táblázat A csapdázókban (MWAC, WAST) és a süllyesztett tálcában mért üledék mennyiségek (A1-A10 sorozat) alapstatisztikai értékei a különböző magasság-intervallumokban becsült szállítás típusok arányaival

A szél általi talajelhordás terepi és laboratóriumi szélsátnornás mennyiségi becslése számos tanulmány tárgya volt. Az előbb említett tanulmányban Bouza és munkatársai (2011) természetes szélesemények erodáló hatását vizsgálták vályog, homokos vályog talajokon. Az általuk mért talajveszteség 7–12 m/s erősségű szélesemények hatására 0,36–21,7 t/ha között változott, az átlag 4,1 t/ha volt. Az egyes szélesemények hossza igen változatos volt, 11–63 óra között változott. Panebianco és Buschiazzo 2008-as tanulmányában vályogos homok, homokos vályog textúrájú talajokra 8 t/ha/év talajelhordást becsültek. Movahedan et al. (2012) szélsátnornában 26 m/s-os szélsébsesség mellett különböző fizikai félségű talajok vizsgálatakor azt tapasztalta, hogy a homok fizikai félségű talajokat átlagosan 106 kg/m²/óra, a homokos vályog talajokat 1,9 kg/m²/óra, az agyagos vályog esetében pedig 1,2 kg/m²/óra talajveszteség éri. Bouza et al. (2009) évi 10 erozív szélesemény hatására terepi mérésekkel átlagosan 22 t/ha/év talajveszteséget regisztrált. Az általunk vályog fizikai félségű talajon 13–16 m/s szélsébségeken végzett kísérletek talajveszteségi értékei a csapdázott szediment alapján (8.16. táblázat) 1,4 t/ha és 15,7 t/ha érték között változtak. Az átlagos (10 párhuzamos parcellakísérlet átlaga) talajelmozdulás 3,4 t/ha volt. Fontos azonban megjegyezni, hogy az egyes szakirodalmakban közölt talajveszteség értékek más és más terepi kísérleti körülményekre vonatkoznak: különbözik a talajok fizikai félsége, nedvességtartalma, szerkezeti állapota, a szélesemények hossza stb. ezért csupán nagyságrendi összevetés lehetséges.

Sorozat	WAST alapján becsült összes talajveszteség (g/m ²)
1	220,7
2	142,9
3	633,1
4	1574,3
5	295,1
6	234, 2

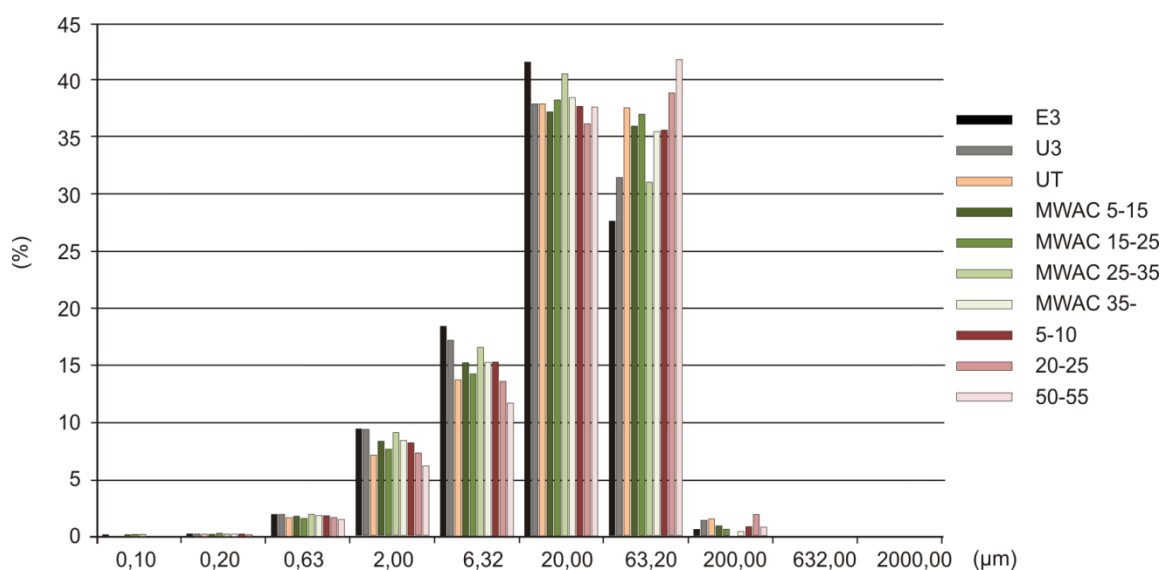
Sorozat	WAST alapján becsült összes talajvesztés (g/m ²)
7	500,9
8	599,8
9	391,4
10	147,7
maximum	1574,3
minimum	142,9
medián	343,2

8.16. táblázat A WAST csapdázóban és a süllyesztett tálcában összegyűlt szediment alapján becsült (g/m²)(10 fűtési kísérlet)

Az eredeti és a fűtás utáni talajfelszín, valamint a csapdák anyagának fizikai féleségének megismeréséhez szemcseösszetétel vizsgálatokat végeztünk (8.37. ábra, 11. melléklet). A vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a minták nagyrészt vályog dominánsak. A 0,006 mm-nél kisebb szemcsék a kiindulási talajanyaghoz képest kisebb mennyiségben vannak jelen a csapdázott talajanyagban. Ennek oka, hogy az agyagrészecskék aggregátumokká, morzsákká állnak össze a csernozjom talajban, így ez a frakció kevésbé erodálható, mint a por vagy az iszap frakció. Ezen frakció arányának ismerete azért jelentős, mert a legmesszebb juthat a levegőben egy szélesemény alkalmával. A tápanyag és egyes szennyezőanyagok, pl. nehézfémek megkötődésének szempontjából is ezen frakciónak van a legnagyobb jelentősége.

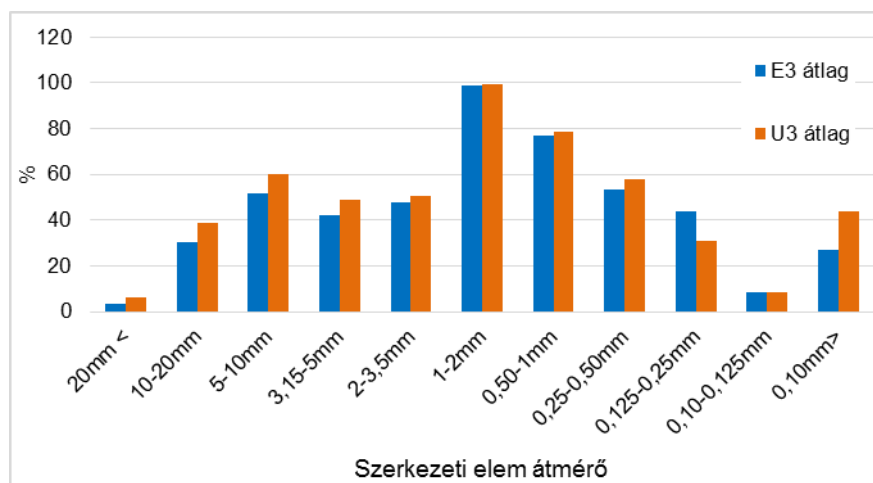
A fűtás előtti és utáni talajfelszín anyagát (E3, U3) összehasonlítva megállapítható, hogy a szemcseösszetételben leginkább a 0,02 mm-es frakcióban mutatkozik csökkenés (mintegy 4–5%), míg a 0,063 és 0,2 mm-es frakció aránya jelentősen (4–5%) növekedett. A csapdák anyagának szemcseméret hisztogram értékeiből kitűnik, hogy az elmozduló talajanyagban a 0,063 és 0,2 mm-es frakció dúsul az eredeti talaj szemcseösszetételéhez képest.

A 0,2 mm-es szemcseméret osztály jellemzően 5% alatti gyakoriságot mutat mind a talajban, mind pedig a csapdák anyagában. Eloszlására jellemző, hogy a fűtési utáni, illetve a tálcás mintákban is kétszer akkora relatív százalékban van jelen, mint a kiindulási mintákban. Az előzetes tesztek alapján a WAST csapda nagyobb hatékonysággal gyűjtötte be a mintákat, nagyobb tömegeket mintázott, mint az MWAC csapdázók.



8.37. ábra A talajfelszín és a csapdák anyagának szemcseösszetétele (10 fűtési kísérlet átlaga)

A talajfelszín anyagának nemcsak szemcseösszetételét, hanem szárítást követően roncsolás nélkül, száraz szitálással a szerkezeti elem összetételét is vizsgáltuk (12. melléklet). *Bodolayné* (1965), valamint *Bodolayné et al.* (1976) hasonló vizsgálatokat végzett Dél-Alföldi csernozjomokon, valamint *Blaskó et al.* (1995) kötött talajokon. *Bodolayné* és munkatársai (1976) megállapították, hogy a 0,1 mm átmérő körüli morzsák, ill. szerkezeti elemek kezdik meg az elmozdulást egy-egy szélesemény alkalmával, ezen egységek a legerodálhatóbbak, míg az 1,5–1,7 mm átmérőjű szerkezeti elemek már ellenállóak a szélerózióknak. A 0,1 mm ekvivalens átmérőjű részecskék elmozdulásához kb. 15 m/s küszöbsebesség kell. *Blaskó et al.* (1995) a 0,5–0,8 mm közötti részecskékénél 11–13 m/s-os kritikus indítósebességet mért. Kísérleteink alapján megállapítottuk, hogy a csernozjom talajokon végzett 10 fújatási kísérlet átlaga (8.38. ábra) alapján az eredeti talajfelszín szerkezeti elemösszetételében a legnagyobb csökkenés a 0,125–0,25 mm átmérőjű szerkezeti elemekben jelentkezett, mintegy 3–4 %-os csökkenést regisztráltunk az eredeti talajfelszínen mért értékhez képest. Tehát ezen átmérőjű szerkezeti elemek mozdultak el, ill. távoztak a területről a legnagyobb arányban. Megállapítható továbbá, hogy a fújatási kísérletek (10 párhuzamos kísérlet) következtében a széleseményeket követően 2–3%-al megnőtt a talajfelszínen az 5–20 mm átmérőjű szerkezeti elemek aránya.



8.38. ábra A fújatás előtti és utáni felszín talajanyagának szerkezeti összetételének változásai (10 fújatási kísérlet átlaga)

Az erodálhatósági mérések eredményeit figyelembe véve megállapítható, hogy az egyes talajfelszínek széllel szembeni ellenállását azok por- és iszaptartalma, valamint a talajok szerkezeti állapota határozza meg. A szerkezeti állapot leromlottsága ugyanakkor döntő a szerkezetes talajok defláció veszélyeztetettségének megítélése szempontjából (lásd 8.1 fejezet).

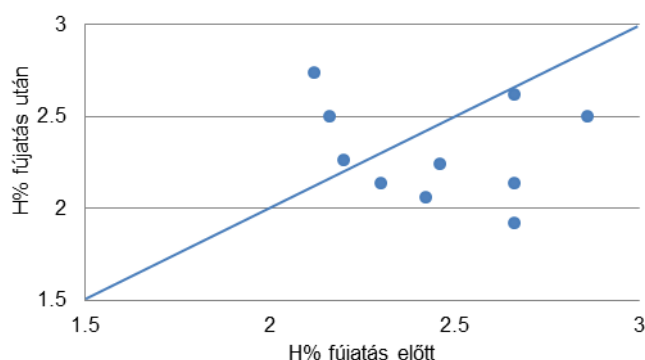
8.5.2. Humuszelmozdulás

A feltalaj fújatás előtti humusz tartalma a 10 kísérleti parcellán (E3) 2,1–2,9% között változott, átlagosan 2,46%-nak adódott. A talaj szervesanyagának kicsi sűrűsége miatt a sok szervesanyagot tartalmazó morzsák könnyűek, térfogattömegük száraz állapotban kis értéket mutat, s így a szél könnyebben tudja elmozdítani a talajfelszínről. Ez az egyes fújatási kísérletek előtt és után a feltalajban mért humusz tartalom értékek alakulásában is kirajzolódik (8.17. táblázat), hiszen három (A2, A3, A10) fújatási kísérletet kivéve a fújatás utáni talajfelszín humusz tartalma alacsonyabbnak adódott a kiindulási értékhez képest. A

humusz tartalom a 2,3%-nál nagyobb induló humusztartalmú minták mindegyikében csökkent a 10 perces fújtási kísérlet hatására, s csökkenés tapasztalható az átlag értékben is. Ugyanakkor azon 3 parcella esetében, ahol a feltalaj humusztartalma 2,3%-nál kisebb, nem tapasztaltunk a feltalajban csökkenést (8.39. ábra).

Fújtás előtt talaj	h%	Fújtás utáni talaj	h%	Tálca talajanyaga	h%
A1E3	2,46	A1U3	2,24	A1UT	2,34
A2E3	2,12	A2U3	2,74	A2UT	2,52
A3E3	2,20	A3U3	2,26	A3UT	3,04
A4E3	2,86	A4U3	2,50	A4UT	2,66
A5E3	2,66	A5U3	1,92	A5UT	2,36
A6E3	2,30	A6U3	2,14	A6UT	2,30
A7E3	2,42	A7U3	2,06	A7UT	2,34
A8E3	2,66	A8U3	2,14	A8UT	2,46
A9E3	2,66	A9U3	2,62	A9UT	2,62
A10E3	2,16	A10U3	2,50	A10UT	2,48
minimum	2,12	minimum	1,92	minimum	2,30
maximum	2,86	maximum	2,74	maximum	3,04
átlag	2,46	átlag	2,32	átlag	2,54
szórás	0,25	szórás	0,26	szórás	0,22

8.17. táblázat E3, U3, UT sorozatok humusz%-a, és azok átlaga



8.39. ábra A feltalaj fújtás előtt és után mért humusztartalom összefüggése

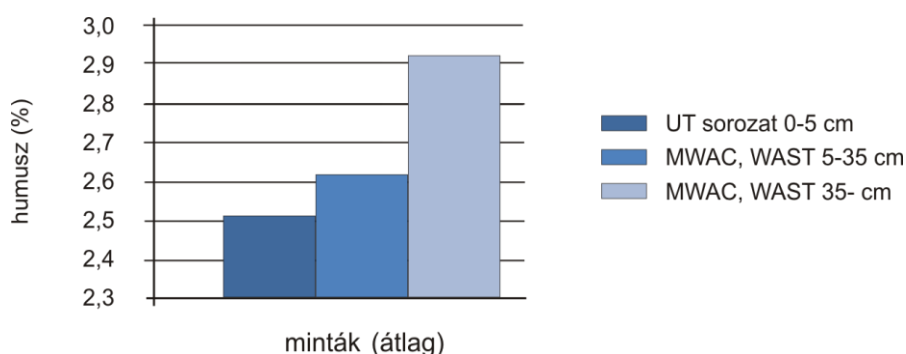
Az MWAC üledékfogó, mint ahogy azt korábban leírtam, hat féle magasságban képes befogni a szállított szemcséket. Ugyanakkor a felső négy (35–45 cm, 45–55 cm és az 55–65 cm-es) fogóban olyan kis mennyiségek csapdázódtak, hogy nem volt elégséges a mennyiség a szervesanyagtartalom szabvány szerinti meghatározásához (0,5 g). Ezért a felső három fogó anyagának együttes vizsgálata mellett döntöttem. Mind a WAST, mind pedig az MWAC csapdázók esetében a szabványban javasolt bemérési mennyiség alá eső csapdázott mennyiségeket n.a. megjelöléssel láttam el (8.18. táblázat).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Átlag
MWAC (%)											
5-15 cm	n.a.	2,20	2,50	2,74	2,92	2,44	2,76	2,04	2,68	2,76	2,56
15-25 cm	n.a.	2,18	2,88	2,50	2,76	n.a.	2,60	2,40	2,52	2,72	2,57
25-35 cm	n.a.	n.a.	2,88	3,08	2,52	n.a.	2,70	2,62	n.a.	n.a.	2,76
35- cm	n.a.	2,84	3,34	3,88	2,78	n.a.	3,02	2,68	2,64	n.a.	3,03
átlag	n.a.	2,41	2,90	3,05	2,75	2,44	2,77	2,44	2,61	2,74	2,73

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Átlag
WAST (%)											
5-10 cm	3,08	2,48	2,66	2,42	3,16	2,44	2,94	2,44	3,10	2,60	2,73
20-25 cm	n.a.	n.a.	2,38	2,34	2,10	n.a.	2,80	2,38	n.a.	n.a.	2,34
50-55 cm	n.a.	n.a.	2,40	2,56	2,68	n.a.	n.a.	n.a.	3,62	n.a.	2,68
átlag	3,08	2,48	2,48	2,44	2,65	2,44	2,87	2,41	3,36	2,60	2,58

8.18. táblázat Az MWAC sorozat mintáinak humusztartalma

Három részre választottam szét a csapdázott mintákat. Az első az 5 cm alatti minták, ami megfelel a tálcában csapdázott görgetve elmozduló talajanyagnak. A következő magasságtartomány az 5–35 cm, ebbe került az MWAC csapda 5–15, 15–25, 25–35, valamint a WAST csapda 5–10, illetve a 20–25 cm-es csapdája. Az utolsó magasságtartomány a 35 cm-nél magasabban elhelyezett fogók anyaga került. A szél által szállított talajrészecskék humusztartalma a magassággal nő (8.40. ábra), a lebegtetve szállított legfinomabb szemcsék humusztartalma nagyobb, mint a talaj felszínén görgetett, vagy szaltálva elmozduló talajszemcséké.



8.40. ábra A különböző magasságban szállított szediment szerves anyag tartalma (átlag)

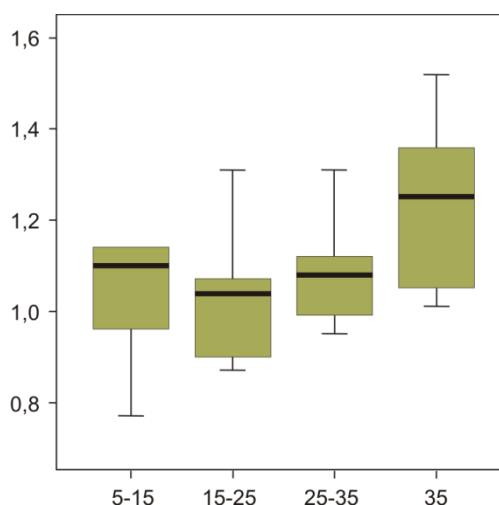
Az üledékfogó süllyesztett tálcában, valamint az MWAC és WAST fogókban csapdázott üledék humusz feldúsulási faktorát (FF) a fújtás előtti feltalaj (0-5 cm) humusztartalmával összevetésben állapítottam meg. A 8.19. táblázatból kiderül, hogy ha az összes fújtási kísérlet átlagát tekintjük, akkor a tálca anyagát tekintve elhanyagolható a humusz feldúsulása (FF~1,0), a csapdázók esetében ~1,1-es FF értékkel kis mértékű (10%-os) feldúsulásról beszélhetünk (8.19. táblázat).

Az átlagos értékek mögé tekintve azonban megfigyelhető, hogy hasonlóan az apátfalvi terepi szélcsatornás eredményeinkhez (Farsang et al. 2013) a különböző magasságokban csapdázott üledékekben különbözőképpen dúsult a szervesanyag (8.41. ábra). Mindkét csapdasorozat esetében a legmagasabban elhelyezkedő, 35 cm feletti lebegtetve szállított szedimentet csapdázó fogó tartalmazták a legmagasabb humusztartalmú anyagot, s itt tapasztaltuk a legmagasabb feldúsulási faktorokat is. Az MWAC sorozat fogóiban összegyűlt minták eredményeit a 8.41. ábra szemlélteti. A 35 cm felett elmozduló talajanyag humusztartalma ez alapján mintegy 20%-kal haladja meg az eredeti feltalajban mértéket.

	FF Tálca	FF MWAC	FF WAST
1	0,95	1,25	1,23
2	1,19	1,14	1,17
3	1,38	1,32	1,13
4	0,93	1,07	0,86
5	0,89	1,03	0,99
6	1,00	1,06	1,06

	FF Tálca	FF MWAC	FF WAST
7	0,97	1,14	1,19
8	0,93	0,92	0,91
9	0,99	0,98	1,26
10	1,15	1,27	1,20
medián	1,05	1,26	1,22
átlag	1,04	1,12	1,10
minimum	0,89	0,92	0,86
maximum	1,38	1,32	1,26
szórás	0,15	0,13	0,14

8.19. táblázat A humusz dúsulási faktorok alakulása



8.41. ábra MWAC sorozatok humusz dúsulási faktora a különböző fogó-magasságokban (n=10)

8.5.3. Elemelmozdulás: „összes” elemtartalom

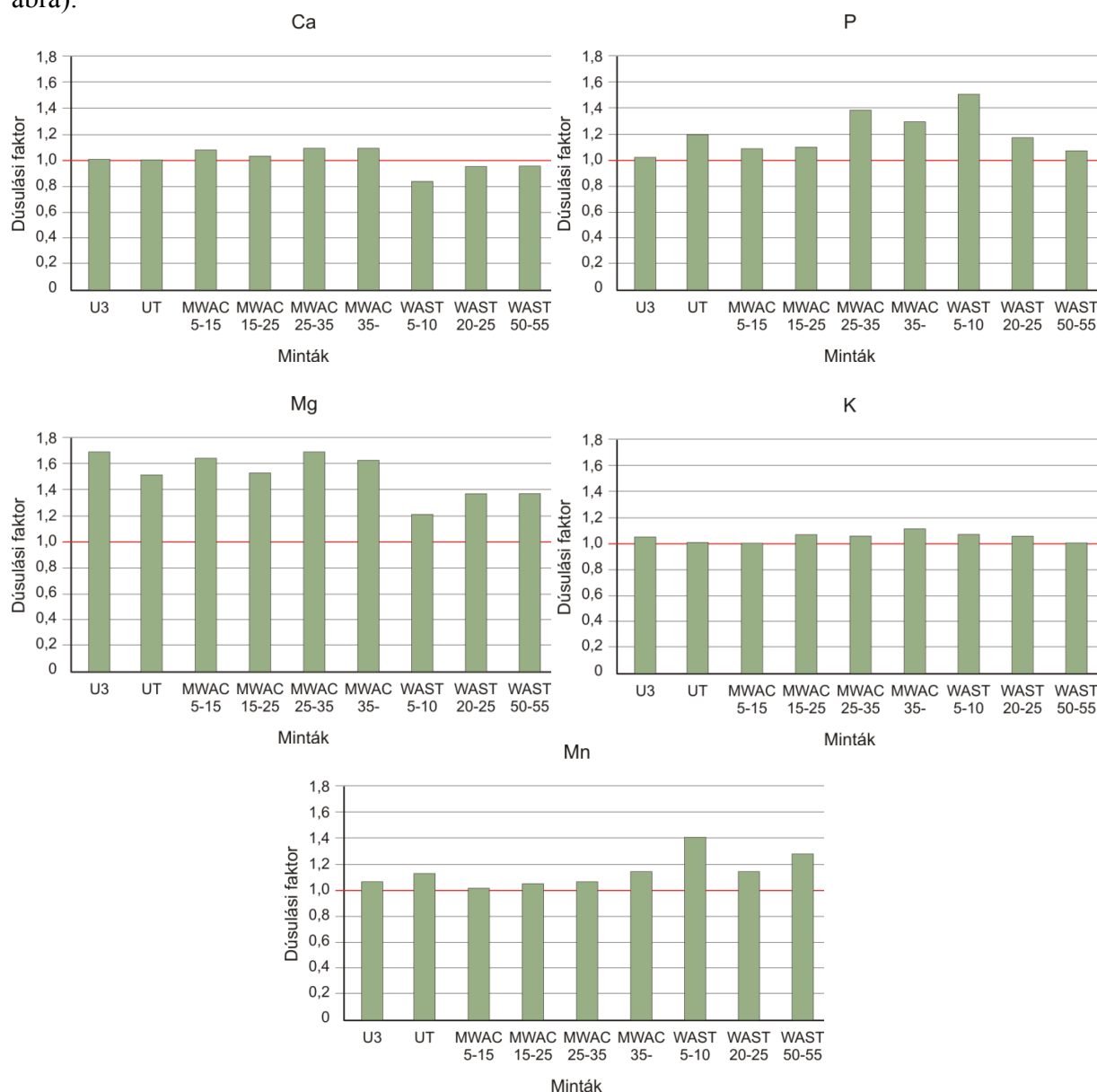
A csernozjom talaj deflációs események hatására bekövetkező elemveszteségének becsléséhez a feltalaj, valamint a szél által áthalmozott, csapdázott üledék összes- és felvehető elemtartalmát is meghatároztuk. A minták „összes” elemtartalmát röntgen fluoreszcens spektrofotometriás (XRF) módszerrel mértük (8.20. táblázat). A kiindulási és fújtás utáni feltalaj (E3, U3), valamint a fogók és a tálca (T) összes elemtartalmát (Ca, P, K, Mg, Mn) a 8.20. táblázat tartalmazza. A mérési eredményeket a 14. mellékletben helyeztem el.

Minta	Ca átlag (mg/kg)	K átlag (mg/kg)	P átlag (mg/kg)	Mg átlag (mg/kg)	Mn átlag (mg/kg)
E3	83248,83	39391,80	1776,70	7980	1305,08
U3	86501,10	40811,10	1785,42	12471	1368,28
UT	80003,70	39350,30	2278,10	11619	1453,60
MWAC 5-15	85394,40	39171,85	2408,90	12297	1279,80
MWAC 15-25	80853,36	41051,80	1896,60	11304	1349,32
MWAC 25-35	88168,29	40877,50	2886,32	12429	1399,88
MWAC 35-	84719,67	42525,05	2332,60	11811	1551,56
WAST 5-10	65513,07	41450,20	2605,10	9144	1851,76
WAST 20-25	74987,85	40757,15	2001,24	10404	1513,64
WAST 50-55	78004,50	39777,75	1749,45	9753,75	1595,80

8.20. táblázat A talajminták és a csapdák által begyűjtött szediment minták 5 kiválasztott elemének átlagos koncentrációja (n=10)

A széllel mozgatott szediment összes elemtartalmát a kiindulási feltalaj elemtartalmával összevetve az alábbi megállapítások tehetők:

A Ca esetében megállapítható, hogy a fűjtás utáni talajfelszín és a gördülve mozgó részecskék begyűjtésére szolgáló tálcában felhalmozódó talajanyagban nincs Ca feldúsulás. Az MWAC csapdák mintái már mutatnak egy gyenge mértékű dúsulást, ami a 25 cm feletti, valamint az 5–15 cm-es magasságban jelentkezik szembetűnőbben. A WAST csapdák mintái minden egyes magasságban kevesebb Ca-t tartalmaztak, mint a kiindulási talajanyag (8.42. ábra).



8.42. ábra A Ca, P, Mg, K, Mn dúsulási indexének átlagai a fűjtás utáni feltalajban (U3), valamint a különböző csapdákban (n=10)

A foszfor feldúsulási értékeit vizsgálva megállapítható, hogy a tálcából kinyert, gördülve elmozduló szedimentben átlagosan 1,2-szer magasabb a foszforkoncentráció, mint az eredeti felszín anyagában. Hasonlóan magas (FF: 1,2–1,4) feldúsulási faktorokat tapasztaltam az MWAC és a WAST csapdák mintái esetében is. A WAST fogó 5-10 cm magasságában csapdázott szediment másfélszeres dúsulást mutat az E3 mintához képest.

Az öt elem közül a Mg-nál tapasztalhatók a legmagasabb feldúsulási értékek. A gördülve elmozduló szediment anyagában másfélszeres FF értékeket mértünk. Az MWAC

csapdák átlagosan 1,6-szoros dúsulást mutatnak a négy magasságtartományban. A WAST csapdák értékei egységesen alacsonyabbak, mint az MWAC, de itt is 1,2–1,4 körüli FF értékeket kaptunk.

A kálium FF értékei alacsonyak, az 1,2 FF értéket sehol sem haladja meg a feldúsulás, az 1,1 FF értéket is csak egy esetben.

A mangán dúsulási indexeit tekintve a gördülve mozgó szedimentben az FF megközelíti az 1,2-szeres értéket. Az MWAC csapdák mintáinak dúsulási értékei enyhe emelkedést mutatnak a magasság növekedésével. 35 cm magasan meghaladja már a tálcás talajminta szintjét. A WAST csapdáknál az 5–10 cm között található a Mn-dúsulás maximuma (FF: 1,4), az 50–55 cm-es tartomány dúsulási indexe eléri az 1,3-as értéket.

A széllel mozgatott szediment „összes” elemtartalmát a kiindulási feltalaj elemtartalmával összevetve tehát megállapítható, hogy a vizsgált öt makroelem (K, P, Ca, Mg, Mn) közül a Ca és K nem, vagy csak kis mértékű feldúsulást jelez (FF faktoruk <1,2), míg a P (FF: 1,2–1,4), Mn (FF: 1,1–1,4) és Mg (FF: 1,4–1,6) elemek esetében közepes feldúsulási érték jellemző.

8.5.4. Elemelmozdulás: „felvehető” elemtartalom

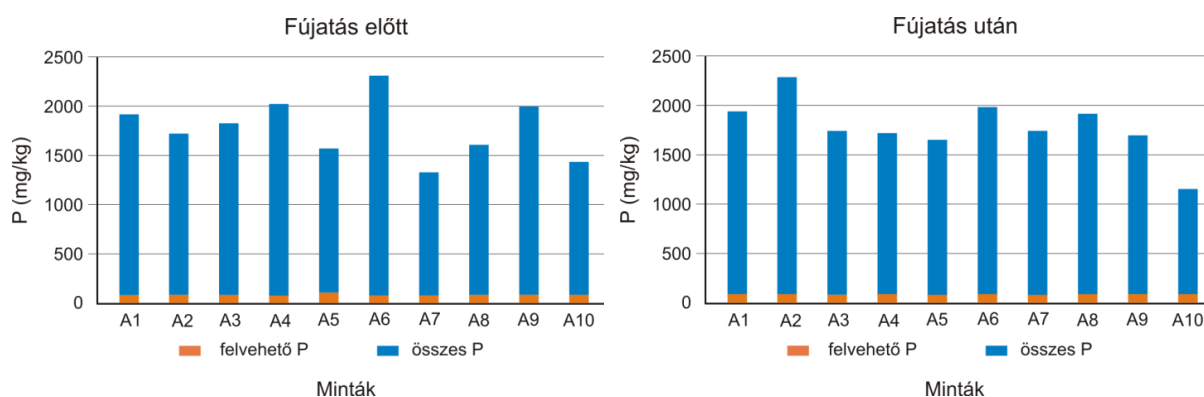
A felvehető foszfor (AL-P₂O₅)

A feltalajminták, valamint a szélcsatorna végébe süllyesztett tálca üledékének felvehető-P tartalmát ammónium-laktátos feltárást követően mértük. Az MWAC és WAST csapdázók anyagából sajnos nem volt a szabvány szerinti mérésre elégséges mennyiség, így ezek felvehető elemtartalomra vonatkozó elemzése nem történt meg. A feltalajminták felvehető foszfor-tartalmát az E1 (U1) és E3 (U3) pontokban a 15. mellékletben elhelyezett táblázatban foglaltam össze.

A talaj az I. szántóföldi termőhelybe (csernozjom talajok) sorolva a MÉM NAK tápanyag ellátottsági határértékei alapján a közepes, ill. a megfelelő P ellátottsági kategóriába esik. A minták felvehető P tartalma a fűjatást követően – néhány kísérlettől eltekintve – magasabb, mint a kiindulási mintában. Hasonlóan az összes elemkoncentráció méréseknél tapasztaltakhoz, a feltalaj felvehető P koncentrációja sem csökkent kimérhetően a 10 perces szélesemények hatására.

A szélcsatorna végénél elhelyezett tálcákban összegyűlt talajminták AL-P₂O₅ tartalma 200,41 mg/kg átlag értéket mutat, vagyis a szél által görgetve szállított talajrészek átlagos foszfortartalma nagyobb, mint a fűjatasok előtti mintákban, ahogy ezt a dúsulási indexek is mutatják. Néhány esetben volt csak elégséges minta az MWAC csapdázók anyagának felvehető P tartalmi méréseihez, ezért ennek eredményeiről csupán annyi állapítható meg, hogy az MWAC csapdák mintái mutatnak a legnagyobb átlagos AL-P₂O₅ tartalmat, 244,8 mg/kg értékkel, a szaltálva és lebegtetve szállított talajanyagban jelentős AL-P₂O₅ tartalom dúsulás feltételezhető.

Az összes foszformennyiséget összevettem az AL oldható felvehető foszfortartalommal a fűjatas előtti és utáni talajminták, valamint a süllyesztett tálcában csapdázódott minták esetében. A fűjatas előtti és utáni talajfelszín foszfor formáinak alakulását a 8.43. ábra és a 8.21. táblázat foglalja össze.



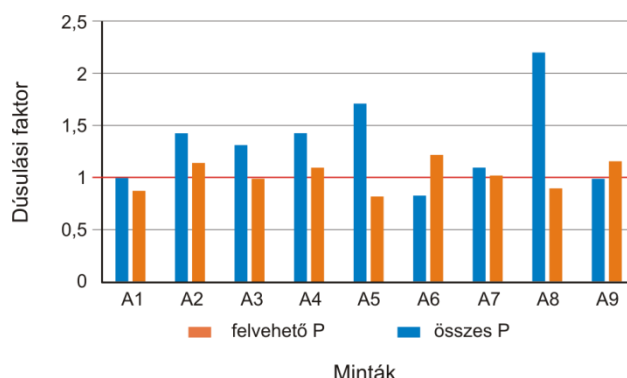
8.43. ábra Az összes és a felvehető foszfortartalom a fűtás előtti és utáni feltalaj mintákban (P (mg/kg))

Az E3 mintavételi pont fűtás előtti mintáinak átlagos összes foszfortartalma 1776,7 mg/kg, a felvehető foszfor átlaga pedig 85,9 mg/kg, vagyis az összes foszfornak mintegy 5%-a a felvehető mennyiség. Hasonló az arány a fűtás utáni minták esetében is. A tálcában csapdázott minták átlagos összes foszfortartalma 2364,1 mg/kg, az átlagos felvehető foszfortartalma 87,5 mg/kg, azaz az összes foszfornak átlagosan 3,7%-a felvehető.

	A1 E3	A2 E3	A3 E3	A4 E3	A5 E3	A6 E3	A7 E3	A8 E3	A9 E3	A10 E3
Összes foszfor	1918,4	1722,2	1831,2	2027,4	1569,6	2310,8	1329,8	1613,2	2005,6	1438,8
Felvehető foszfor	86,2	88,3	85,32	77,18	104,06	80,34	78,52	88,06	84,96	86,4
	A1 U3	A2 U3	A3 U3	A4 U3	A5 U3	A6 U3	A7 U3	A8 U3	A9 U3	A10 U3
Összes foszfor	1940,2	2289,0	1744,0	1722,2	1656,8	1983,8	1744,0	1918,4	1700,4	1155,4
Felvehető foszfor	91,92	90,7	87,16	90,66	82,2	88,94	83,8	91,52	91,1	91,38
	A1 UT	A2 UT	A3 UT	A4 UT	A5 UT	A6 UT	A7 UT	A8 UT	A9 UT	A1 UT
Összes foszfor	1918,4	2463,4	2398,0	2899,4	2681,4	1918,4	1460,6	3553,4	1983,8	1918,4
Felvehető foszfor	75,2	101,2	84,8	85,1	85,88	98,0	80,1	78,92	98,44	75,2

8.21. táblázat Az összes és a felvehető foszfortartalom a fűtás előtti (E), utáni (U) és „tálcás” (UT) mintákban (P (mg/kg))

A tálca mintáinak összes és a felvehető foszfor tartalmának alakulását az eredeti talajfelszínhez képest a 8.44. ábra feldúsulási index értékei szemléltetik.



8.44. ábra A tálca mintáira számolt P dúsulási indexek

Az összes foszfornál az A6-os és az A9-es fűtásnál nem mutatkozik dúsulás, a többi esetben viszont igen. A felvehető foszfornál ugyanakkor nem beszélhetünk a görgetve

szállítódó talajanyagban felvehető P dúsulásról, hiszen a kísérletek jelentős részénél (az A1, az A3, az A5 és az A8 fűjatasnál) nincs dúsulás. Az összes foszfor átlagosan 1,33-szoros dúsulást mutat, míg a felvehető foszfornál csupán átlagosan 1,03-szoros „dúsulás” jelentkezik. Az összes foszfor átlagos dúsulási indexe a tálca mintáiban nagyobb feldúsulást mutat, mint a felvehető foszfor átlagos dúsulási indexe. Hasonló eredményre jutottak *Larney és munkatársai* is (1997) kanadai mintaterületen agyagos vályog csernozjom talajon végzett felméréseik alkalmával. Méréseik szintén azt mutatták, hogy míg az összes foszfor FF értékei 1,13–1,2 között változtak, a felvehető P dúsulása nem volt ilyen mértékű.

A „felvehető” kálium (AL-K₂O)

A fűjatas előtti és utáni minták AL-K₂O tartalmát a 15. mellékletben elhelyezett táblázat foglalja össze. A talaj az I. szántóföldi termőhelybe sorolva a MÉM NAK tápanyag ellátottsági határértékei alapján a megfelelő, ill. jó K ellátottsági kategóriába esik. Hasonlóan az összes elemtartalom méréseknél tapasztaltakhoz, a feltalaj felvehető K tartalma sem csökkent a 10 perces széleselemények hatására. A talajok összes káliumtartalma jelentős, általában 0,2–5,0 K₂O%. Ennek azonban általában csak kis része közvetlenül felvehető a növények számára (*Filep* 1999). A feltalajminták (E3, U3) és a tálcák mintáinak összes és felvehető káliumtartalmát a 8.22. táblázat mutatja. A fűjatas előtti feltalaj minták esetében az összes káliumtartalomnak átlagosan 0,73%-a, a fűjatas utáni feltalaj mintákban pedig 0,71%-a van felvehető formában. A tálca mintáinak átlagos összes káliumtartalma 39383,5 mg/kg, a felvehető kálium átlaga pedig 316,88 mg/kg. A tálcában csapdázódott anyagban az összes káliumnak átlagosan 0,84 %-a van felvehető formában.

	A1 E3	A2 E3	A3 E3	A4 E3	A5 E3	A6 E3	A7 E3	A8 E3	A9 E3	A10 E3
Összes kálium	43948,5	31291,0	38097	42745,0	41043,5	49551,0	38761,0	41334	35607,0	31540,0
Felvehető kálium	316,8	321,5	301,3	256,8	269,6	268,2	275,7	286,2	282,3	282,6
	A1 U3	A2 U3	A3 U3	A4 U3	A5 U3	A6 U3	A7 U3	A8 U3	A9 U3	A10 U3
Összes kálium	43284,5	36105,0	35856	38844,0	36727,5	41334,0	45235,0	37640,5	49053,0	44031,5
Felvehető kálium	342,1	311,8	294,2	279,6	251	284,9	278,8	288,6	282,3	290,0
	A1 UT	A2 UT	A3 UT	A4 UT	A5 UT	A6 UT	A7 UT	A8 UT	A9 UT	A1 UT
Összes kálium	35192,0	40006	41666,0	37599,0	39093,0	45982,0	39715,5	33739,5	41458,5	35192,0
Felvehető kálium	408,3	328,8	316,8	290,4	387,9	288,8	270,3	272,7	287,9	408,3

8.22. táblázat Az összes és a felvehető káliumtartalom a fűjatas előtti (E), utáni (U) és „tálcsás” (UT) mintákban (K (mg/kg)) (Nádasi 2014 és Sóki 2015 alapján)

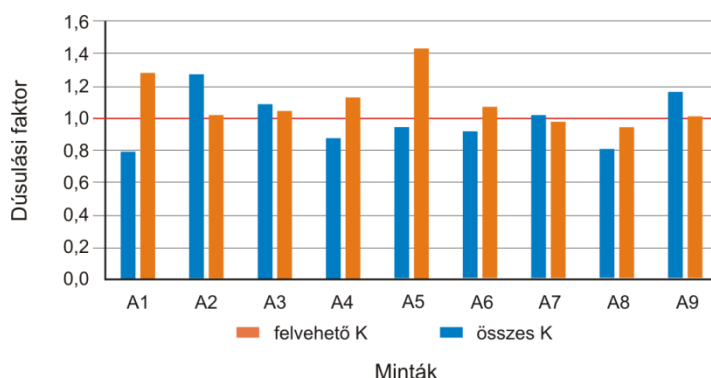
Összehasonlítva a tálca és a fűjatas előtti minták AL-K₂O tartalmát dúsulási indexet számoltam. Az AL-K₂O-ra vonatkozó dúsulási indexeket a 8.23. táblázat tartalmazza. A szedimenttel elmozduló talajanyagban a felvehető K tartalom kis mértékben dúsul, a feldúsulási faktorok átlaga 1,1.

	Dúsulási index E1/T	Dúsulási index E3/T
A1	1,38	1,29
A2	1,10	1,02
A3	1,15	1,05
A4	1,05	1,13
A5	1,48	1,44
A6	1,08	1,08
A7	0,96	0,98

	Dúsulási index E1/T	Dúsulási index E3/T
A8	0,99	0,95
A9	1,06	1,02
A10	n.a.	n.a.
átlag	1,14	1,11
max	1,48	1,44
min	0,96	0,95
szórás	0,18	0,16

8.23. táblázat Az AL-K₂O dúsulási indexek

Az összes kálium esetében az átlagos dúsulás értéke 0,99, azaz az összes K tartalom nem változik a szedimentben a talajhoz képest (8.45. ábra). A felvehető káliumnál az átlagos dúsulás 1,11, azaz a görgetve szállítódó talajanyag felvehető káliumtartalom dúsulási indexei magasabb értékeket mutatnak, mint az összes elemtartalom dúsulása.



8.45. ábra A tálca mintáira számolt dúsulási faktorok (T/E3)

Az „összes” és a „felvehető” elemtartalom (P, K) dúsulását vizsgálva a görgetve szállított szedimentben a kiindulási talajhoz viszonyítva megállapítható, hogy az FF értékek kis mértékben, de eltérnek egymástól. Az összes foszfor átlagos dúsulási indexe a tálca mintáiban nagyobb feldúsulást mutat, mint a felvehető foszfor átlagos dúsulási indexe, a kálium esetében a görgetve szállítódó talajanyagban a felvehető elemhányad dúsulási indexei mutatnak magasabb értékeket.

8.5.5. Elemelmozdulás: a szél általi tápanyag áthalmozás mértékének összevetése Dél-alföldi réti csernozjom talajokon

Az terepi szélcsatorna kísérletek alá vont két Dél-alföldi réti csernozjom terület, bár talajtípusa, talajképző köze egyezést mutat, egyes talajtani alaptulajdonságaiban eltér egymástól. A vizsgált szegedi terület talajai fizikai féleségüket tekintve vályog ($K_A = 38-41$) kategóriába esnek, az apátfalvi terület feltalaja iszapos vályog fizikai féleségű (*Farsang et al.* 2011) (8.24. táblázat). A humusztartalom a feltalajban az apátfalvi területen magasabb, 4,5–4,8 %. A kémhatás mindkét szelvény esetében a gyengén lúgos és lúgos között változik. A CaCO₃ tartalom a békési területen (Apátfalva) magasabb (12,2%), míg Szeged mellett 3,2–24,5 % között alakul a feltalajban. A vízdoldható összes só értéke mindkét mintaterületen alacsony, 0,02–0,07 % közötti értéket vesz fel. A *Lóki* (2003) által készített Magyarország potenciális szélrózsiós térképén mindkét terület a közepesen veszélyeztetett kategóriába esik, a „Kritikus indítósebesség értékei Magyarországon” c. térképlap alapján a területekre 8,6–10,5 m/s a várható indítósebesség érték. A Szegedtől É-ra eső réti csernozjomokon a *Lóki* (2003) által is előjelzett, a csernozjom talajok fizikai félesége alapján prognosztizálható 6,5–9,0 m/s közötti indítósebesség értékeket mértünk, míg Apátfalván 13,0 m/s volt az

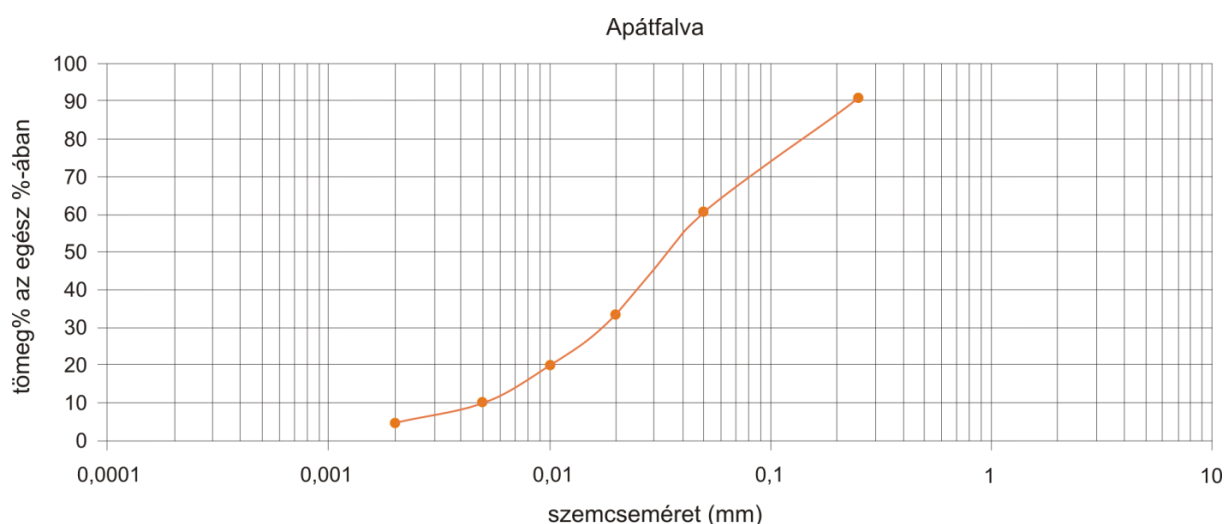
indítósebesség értéke. A különbség oka a két terület talajának eltérő humusz- és karbonáttartalma, melyek a talaj szerkezetének kialakításában, a stabil szerkezeti elemek képződésében nagy szerepet játszanak. Az apátfalvi terület talajának magasabb karbonát- és humusztartalma, valamint szerkezeti összetételében mért magasabb morzsa arány (8.24. táblázat) a küszöbsebességi érték növelésének irányába hatnak.

	Összsó tartalom (%)	pH	Karbonát tartalom (%)	Humusz %	Kötöttség (K_A)
Apátfalva	0,05	8,2	12,2	4,5-4,8	-
Szeged	0,02	7,9-8,1	3,4-5,1	2,2-3,7	36-40

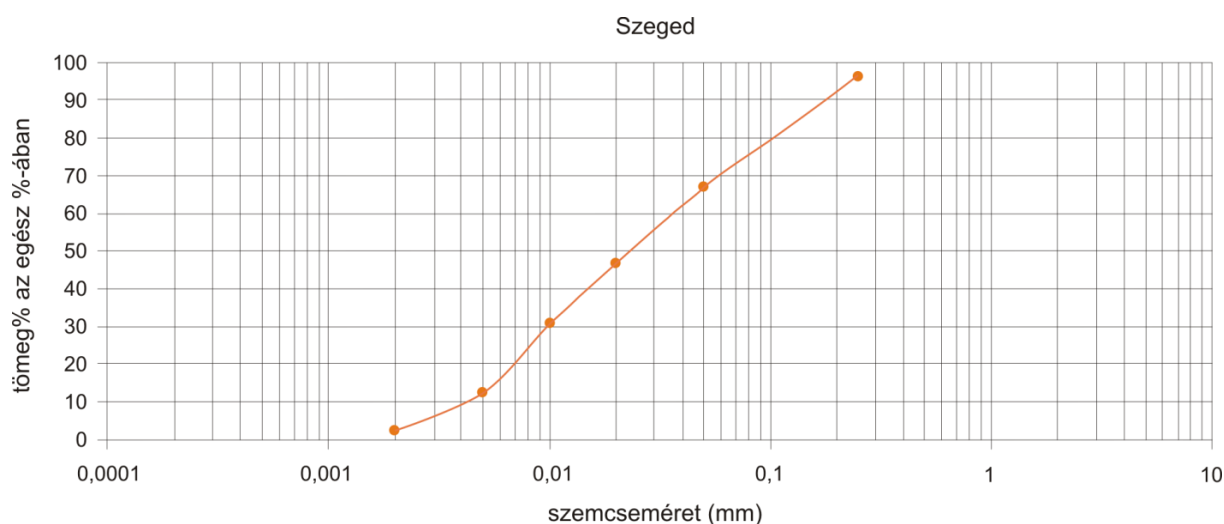
8.24. táblázat Az apátfalvi és szegedi kísérleti parcellák talajainak alapvizsgálata

A különböző nagyságú szerkezeti elemek elmozdulását tekintve megállapítható, hogy a gördülő mozgás azokra a szemcsékre vagy aggregátumokra igaz, amelyek túl nehezek ahhoz, hogy a szél felemelje, s szaltáció útján mozgassa őket. Általában 0,5–20 mm méretű szemcsékre vonatkozik ez, de befolyásolja ezt az anyag sűrűsége is (Lóki 2003). Kimutatták, hogy a mozgó anyag mennyiségének kb. 7–25%-a így közlekedik, függően a szél erejétől, ill. a szemcseösszetételtől. A pattogva ill. szaltálva mozgás a leggyakoribb üledékszállítási forma, az esetek 80–90%-ában így közlekedik az üledék (Lóki 2003). Általában a 0,1–0,5 mm közötti szemcséket szállítja így a szél.

A két terület feltalajának mechanikai összetétele ugyan nem mutat jelentős eltérést (8.46. és 8.47. ábrák), de az aggregátum összetételében jelentős különbség van a 0,5 mm alatti és feletti szerkezeti elemek megoszlásában. Az apátfalvi területen – feltehetően köszönhetően a szerkezeti elemek kötőanyagaként jelentős szerepet kapó magasabb CaCO_3 - és humusztartalomnak – a 0,5 mm morzsaátmérőt meghaladó szerkezeti elemek aránya 76,8%, míg a szegedi területen az az érték csupán 68,1%. A 0,5 mm-nél kisebb, tehát a széllel leginkább mozgékony szerkezeti elemek aránya a békési területen 23,1%, Szegednél 30,6% (8.25. táblázat).



8.46. ábra Az apátfalvi mintaterület talajának mechanikai összetétele



8.47. ábra A szegedi mintaterület talajának mechanikai összetétele

mm	Apátfalva felszín m/m%	Apátfalva Szórás	Szeged felszín m/m%	Szeged Szórás
>4	14,4	3,9	23,9	1,7
2–4	18,4	1,7	9,5	1,5
1–2	25,1	1,2	18,4	1,9
0,5–1	19,0	1,4	16,3	1,7
0,25–0,5	9,7	1,3	11,2	1,9
<0,25	13,4	2,6	19,37	1,5

8.25. táblázat Az eredeti talajfelszín aggregátum összetétele a két vizsgált területen (tömeg%, Apátfalva $n=3$, Szeged $n=10$)

A szerkezeti elemösszetételben, valamint a humusz- és CaCO_3 tartalomban megfigyelhető különbségek hatására a Szeged melletti csernozjom mintaterület talaja defláció érzékenyebb. A feltalajban mért magasabb humuszkoncentráció, valamint a 0,5 mm-nél kisebb szemcsék magasabb aránya következtében kisebb indító sebesség értékeket, nagyobb áthalmozódó talajmennyiséget, valamint ezzel együtt nagyobb mennyiségű humusz- és foszfor elmozdulást mértünk az egységesen 10-10 perces fűtési kísérleteink alkalmával (8.26. táblázat).

		Kritikus küszöbsebesség m/s	Áthalmozódó talajmennyiség (átlag) (g m^{-2})	Koncentráció a csapdázott szedimentben	Feldúsulási faktor	Összes humusz / elem áthalmozódás (g m^{-2})
Szeged	H%	6,5-9,0	343,2	2,7	1,1	6,9
	P (ppm)			2268	1,2	0,78
	K (ppm)			40801	1,05	13,9
Apátfalva	H%	13	115,1	4,8	1,07	5,5
	P (ppm)			884	0,98	0,11
	K (ppm)			16344	1,08	1,61

8.26. táblázat Az elmozduló talajanyag, a feldúsulási faktorok, valamint az elmozduló humusz és elemtartalom mennyiségének összevetése az apátfalvi és szegedi réti csernozjomon végzett kísérletekre vonatkozóan

Különbség figyelhető meg továbbá az elszállítás módjában is: míg a kisebb szerkezeti elemekkel jellemezhető szegedi csernozjom területen a 13-15 m/s-os szélesemények során a talajanyag áthalmozódása ~2%-ban görgetve történik, ~51%-a szaltálva és mintegy 47%-a szaltálva és lebegtetve távozik a területről, addig az apátfalvi szerkezetesebb talajú területen a talajelmozdulás döntő többségét a görgetve szállított talajanyag teszi ki, s a szaltálva, ill. lebegtetve távozó frakció mennyisége a teljes talajmozgáshoz viszonyítva csupán 10,7%-17,4% között változik.

A humusz- és elemáthalmozódás mértéke tekintetében nagy különbségek nem adódtak a két csernozjom talajú terület között. Az egy-egy erozív szélesemény alkalmával regisztrálható humusz elmozdulás 5,5-6,9 g/m², a P 0,1-0,8 g/m², a K elmozdulás pedig 1,6-13,9 g/m². Ezen értékek nagyságrendi egyezést mutatnak *Biielders et al.* (2002), valamint *Sterk et al.* (1996) terepi, on-site technikával kapott mérési eredményeivel (8.27. táblázat).

	P (g/m ²)	K (g/m ²)
Farsang et al. 2014	0,11-0,78	1,6-13,9
Biielders et al. 2002	0,009-0,065	0,002-0,128
Sterk et al. 1996	0,61	5,7

8.27. táblázat A P és K áthalmozódási értékek összevetése egyes kutatók által megállapított széleróziós tápelem veszteségekkel

Megállapítható tehát, hogy egyazon talajtípusba eső, s azonos textúrájú szerkezetes talajok esetében a talajszerkezet állapota, valamint az arra ható karbonát- és humusztartalom meghatározó elemek a deflációveszélyesség, valamint a talaj- és az elemelmozdulás mértéke szempontjából.

9. Összegzés

A talaj összetett rendszer. A talajban és a talajra ható folyamatok összetettségét mi sem példázza szebben, mint a talaj tápanyag forgalma, s az azt befolyásoló tényezők összessége. Munkám során a feltalaj humusz-, makro- és mikroelem tartalmának horizontális elmozdulási törvényszerűségeit vizsgáltam a talajainkat érő víz- és széleróziós hatásokkal összefüggésben. Mindvégig szem előtt tartottam, hogy a feltalaj tápanyag-, szervesanyag- és esetleges szennyezőanyag (pl. nehézfém) tartalmának csapadék és széleseményekhez kötődő tér- és időbeli átrendeződése nemcsak az adott pontban ható talajdegradációs probléma, hanem növénytermesztési, tápanyagpótlás-tervezési és környezeti szempontból is sarkalatos kérdés, hiszen az áthalmozott talaj, s így annak szervesanyag- és elemtartalmának egy része a szedimentációs területeken halmozódik fel, más része onnan közvetlenül, vagy a vízhálózat közvetítésével felszíni vizeinkbe jut.

A nagy értékű csernozjom talajainkat veszélyeztető szél- és vízeróziós jelenségekre ugyan több tudományos munka is felhívja a figyelmet, a degradáció mértékét, minőségét, s az ezzel együttjáró humusz- és tápanyag veszteséget azonban eddig még nem számszerűsítették. Fontos ugyanakkor szembesülnünk jó minőségű, szerkezetes talajaink esetében is a defláció és erózió okozta tápanyag veszteség és áthalmozás mértékével, hiszen a klímaváltozás okozta extrém időjárási helyzetek, mint a szárazság vagy az extrém csapadékkal járó esőzések gyakoribbá válása felerősítheti azt.

Vizsgálataim térbeli léptékét tekintve a vízeróziós folyamatokat mikro-léptékben lejtőprofil mentén és parcella szinten, valamint mezo-léptékben kisvízgyűjtő szinten elemeztem, míg a defláció által okozott talajvesztiséget és elemátrendeződést labor szélcsatornában, majd terepi szélcsatornával tábla szinten kutattam. A szélerózióval elmozduló talaj, ill. humusz és tápanyag becsléseket szintén mikro- és mezo-léptéket érintően végeztem, s ennek megfelelően vizsgálataimat laboratóriumi és terepi kisparcellás kísérletekre alapoztam. Az idő léptéket tekintve mind a víz-, mind a széleróziós kutatásaim egyeseményes vizsgálatok, azaz egy-egy csapadék, ill. széleseményhez kötődnek.

Új tudományos eredményeim a következő témakörökbe sorolhatók:

1. Vízerózió hatása a talaj szervanyag- és elemátrendeződési folyamataira
2. Mobil szélcsatorna berendezésre alapozott terepi eljárás kidolgozása és csapdázó eszköz fejlesztése a szélerózió okozta talajelmozdulás mérésére
3. Szélerózió hatása a talaj szerkezetére, szervesanyag- és elemátrendeződési folyamataira.

9.1. Vízerózió hatása a talaj szervanyag- és elemátrendeződési folyamataira

A Velencei-tó részvízgyűjtőjén kijelölt lejtőprofilok és parcellák talaj- és elemáthalmozódásának részletes vizsgálatával felmértük a talaj makro- és mikroelem tartalom tér- és időbeli átrendeződési tendenciáját, nagyságrendjét csapadékeseményekhez kötötten azzal összefüggésben, hogy a makro- és mikroelemek közül melyek alkalmasak az erózió jelzésére, annak indikátoraként való alkalmazására.

A vizsgálati parcellán három hónap különbséggel elvégzett részletes feltalaj vizsgálatok eredményeként megállapítható, hogy már az ezen időszak alatt hulló mintegy 60 mm-es csapadék hatására is kimutatható a növény által felvehető tápanyag tartalom szelektív eróziója, az eróziós utak menti átrendeződése. Az elemátrendeződés tér- és időbeli folyamataiban az egyes elemek különböző módon viselkedtek. Az elemek egy jelentős csoportjánál az átrendeződés, a tápanyagtartalom helyenkénti csökkenése, ill. növekedése a parcella mikrodomborzatához, az ezzel kapcsolatban álló talajeróziós folyamatokhoz kapcsolható.

A vizsgált elemek tekintetében, azok kémiai tulajdonságaitól függően más-más átrendeződési tendenciák tapasztalhatók. A teljes mintaparcellára vonatkozó vizsgálatok alkalmával egyező térbeli átrendeződési mintázatot mutatott, valamint hasonló lejtőmenti időbeli változási tendencia volt jellemző a P, K, Pb, Zn, Ni, Pb, Cu, Cd, Co esetében. A koncentráció csökkenés az erózióknak leginkább kitett lejtőszakaszokon volt megfigyelhető, míg az akkumulációs térszíneken koncentráció növekedést mértünk. A lejtőmenti idő- és térbeli változás alakulását illetően eltérően viselkednek, s így nem sorolhatók a fenti csoportba a vizsgált elemek közül a Ca, Na, Al, Fe, Mg. Ezen elemcsoport tér- időbeli változása lejtőalaktól függetlenül zajlott, az eróziótól függetlenül a mintavételi pontok jelentős részében kisebb mértékű koncentráció növekedés volt tapasztalható a vizsgált időszakban. Ez a talajképző kőzet, ill. az ezen elemek felhalmozódási helyéül szolgáló B szint felszín közelbe kerülésével magyarázható. Az első elemcsoportba tartozó fémek térbeli eloszlása szoros kapcsolatot mutat a humusztartalom és a talaj fizikai paramétereinek (kötöttség) térbeli alakulásával, s ezen elemek közül kerülhetnek ki azok, melyek az eróziós folyamatok indikátoraként is szolgálhatnak.

Az Erosion 2D szofverrel adott lejtőszegmensre eróziót szimulálva két akkumulációs és egy intenzíven erodálódó lejtőszakaszt különítettünk el. Az így kijelölt eróziós és akkumulációs szakaszokat összevetve a tápanyagprofilokkal, valamint a lejtőmenti változás jellegét keresztábra módszerrel összevetve megállapítható, hogy ezen indikátor elemek közül a P és a Cu lejtőmenti tápanyagprofilja jól jelzi a lejtő erózióveszélyes szakaszait és akkumulációs térszíneit, az erózió mértékének lejtő menti növekedése a talaj elemtartalmának csökkenésével jár együtt.

Megállapítható, hogy a mintaterület területhasználatában bekövetkezett változások az év nagy részében a növényborítottsági értékszám csökkenéséhez vezettek, ami fokozta az adott lejtős területrészek vízerózió érzékenységet. Az Erosion2D-vel modellezett csapadékesemények lejtőprofilra megadott talajlehordási görbét a szőlő és szántó területhasználat esetében összehasonlítva megállapítható, hogy a lejtőalak által indukált talajeróziós folyamatokat a területhasználat szőlőre váltása felerősítette, a kritikus pontokon jelentősen nőtt az éves talajvesztés. A lejtő középrészén található intenzív lepusztulási területen az őszi búza termesztése alatt 0,4-0,5 t/ha/év volt a jellemző talajvesztései érték. A területhasználat szőlőre váltásával ez az érték e térrészen 1,2-1,3 t/ha/évre nőtt.

A területhasználat nem csak az erózió veszélyességre van hatással, de az adott talajtípus és lejtőviszonyok mellett befolyással van az erózióval mozgatott üledék elemfeldúsulási folyamataira is. Minden általunk vizsgált komponens esetében a szőlő területen mozgó üledékben tapasztalhatók magasabb feldúsulási értékek, kivéve a foszfát tartalmat. A szőlő területre átlagosan FF=1,2 agyagfeldúsulás és FF=2,1 szervesanyag feldúsulás jellemző. A mikroelemek közül a leginkább a Ni (FF=2,2), a Zn (FF=1,3), a Co (FF=1,2) és a Cu (FF=1,2) dúsul az erózióval mozgó üledékben. A szántó mintaterület üledécsapdáiban felfogott szedimentben a vizsgált nehézfémek esetében a Zn-et (FF=1,2) kivéve nem tapasztalható feldúsulás. A szántón, feltehetően a műtrágyázás következtében, az ortofoszfát jelentősen dúsul a mozgó szedimentben, a feldúsulási faktor 2,1. A szakirodalomban megállapított, az erózió mértéke (t/ha) és az egyes elemekre kapott feldúsulási faktor értékek logaritmusai közötti lineáris kapcsolat a két mintaterületen nem volt igazolható.

A könnyen oldható elemtartalom feldúsulására az összes elemtartalomhoz hasonlóan megállapítható, hogy a szőlő parcellán jellemzően magasabbak a feldúsulási faktor értékek, mint a szántón. A szőlő parcellán a felvehető hányadra vonatkozóan a Zn, Cu, Cr és Ni feldúsulása a legjellemzőbb az elmozduló szedimentben (FF: 1,4-1,6). A szántó parcellán a vizsgált eróziós esemény esetében a Zn és a Ni elemekre vonatkozóan tapasztaltunk csupán feldúsulást (FF=1,16 ill. 1,18), míg a többi mikroelem tekintetében nem figyelhető meg a könnyen oldható hányad feldúsulása az erózióval elmozduló szedimentben.

A precíziós mezőgazdaság, s a környezetkímélő, a felszíni folyamatokat is figyelembe vevő tápanyag gazdálkodási gyakorlat elterjedésével, amelyben a tápanyag pótlás a terület talajában mért tápanyagtartalom különbségeknél megfelelően, annak tér- és időbeli változásaira érzékenyen reagálva történik majd, egyre nagyobb jelentőséget kapnak a területi különbségeket érzékenyen mutató, ugyanakkor költséghatékonyan készíthető tápanyagtérképek. Kutatásunk során célunk volt annak vizsgálata, hogy vajon azon tápelemek térbeli eloszlása, amelyek talajbeli viselkedését a három alap talajparaméter (pH (H_2O), kötöttség, szervesanyag tartalom) nagymértékben befolyásolja, becsülhető-e az ezen mért talajadatokból származtatott összefüggések, ill. térképek segítségével.

Az AL-P és AL-K, valamint az EDTA-Pb és EDTA-Ni értékeket, mint függő változókat, a pH, az Arany-féle kötöttség és a szervesanyagtartalmat pedig mint független változókat használva regresszió analízist végeztünk a talaj tápanyag tartalmának becslésére. Megállapítottuk, hogy a talaj felvehető P, K, Pb és Ni tartalma regressziós függvénykapcsolatok segítségével jól becsülhető a talaj alapparaméterek (pH, C_{org} , kötöttség) segítségével. A fenti elemek esetében a lineáris függvénykapcsolat használatával a modell túlbecsülte a területre jellemző elemtartalmat, míg a P, Ni, Pb esetében a logaritmikus függvénykapcsolat használata a becslés pontosságát nagyban javította. A K esetében a becslés ezen esetben is szisztematikusan magasabb értékeket eredményezett a mértnél. A talajtani alapparaméterek ismeretében tábla szinten, de akár kisvízgyűjtő léptékben is a talaj felvehető P, K, Pb, Ni térbeli alakulását mutató térképek állíthatók elő, mely térképek a megfelelő számú és elrendezésű pontminták alapján készült tápanyag térképektől az egész területre jellemző szórás értéknél kisebb mértékben térnek el.

Kisvízgyűjtő szinten a tápanyag (makro- és mikroelemek) mozgási törvényszerűségek feltárása több szempontból is hasznos: segítséget jelent a területi tervezésben, az erózió szempontjából optimális területhasználat és művelési módok meghatározásában. A precíziós mezőgazdaság elterjedésével, a megfelelő mennyiségű tápanyag kijuttatásához inputként szolgáló statikus tápanyag térképeken túl ún. „dinamikus adatként” a feltalaj tápanyag tartamának elmozdulását is bevonhatjuk a tervezésbe.

A vízgyűjtőre csapadékeseményenként számolt nettó erózió (kg/m^2), a kiindulási tápanyag eloszlási térkép (mg/kg), valamint a mintaparcellán számolt feldúsulási faktorok segítségével elkészíthetők az egyes csapadékeseményekhez tartozó elemelmozdulás térképek (mg/m^2). Lehatárolhatók azon területek, ahol a tápanyagveszteség (pl. P) kockázata nagy, s azon területek, ahol az áthalmozódásból, szedimentációból adódó tápanyagfelhalmozódás jelentős, tehát a további tápanyagpótlás mellőzhető. Az így elkészült térképeket dinamikus tápanyag térképnek neveztük. Ezen térképeket figyelembe véve a környezeti szempontból érzékeny mezőgazdasági területeken a tápanyagpótlást a csapadék eseményekhez köthető felszíni tápanyag átrendeződési tendenciák figyelembe vételével lehet tervezni.

A kidolgozott eljárás segítségével számszerűsítettük több csapadékesemény vonatkozásában a csapadékeseményhez kötődő makro- és mikroelem elmozdulása nagyságrendjét. A legintenzívebben pusztuló területrészekben $200\text{--}400 \text{ mg/m}^2$ Zn elmozdulás volt jellemző. Az átlagos Zn elmozdulás $\sim 15 \text{ mg/m}^2$ a mintaterületen. A vizsgált elemek közül a Cu és az Pb esetében egy átlagos csapadékesemény alkalmával $4\text{--}5 \text{ mg/m}^2$ átlagos elemelmozdulást valószínűsíthetünk. A vízgyűjtőn az eróziónak leginkább kitett területeken a feltalaj Cd tartalmának elmozdulása elérte a 40 mg/m^2 -t. Az átlagos Cd elmozdulás $0,84 \text{ mg/m}^2$.

A felvehető hányadra vonatkozó foszforelmozdulás mértéke egy átlagos csapadékesemény alkalmával átlagosan $5,5 \text{ mg/m}^2$ körül alakul, míg egy intenzívebb csapadékesemény alkalmával ennek többszörösét is elérheti. A feltalaj erózióval mozgó foszfortartalmának jelentős hányada a szediment humusz- és agyagkolloidjaihoz adszorbeálva mozdul el. A vízgyűjtőn a vizsgált évben (2004) lemosódó P-tartalom $0,02\text{--}$

4,44 kg/ha/év között változott, mely érték nagyságrendileg egyezést mutat a szakirodalomban egyéb módszerekkel becsült P lemosódási éves értékekkel.

A területhasználat váltás elemforgalomban betöltött szerepének értékelése kapcsán megállapítható, hogy a mintaterületen a szántó területhasználatot a lejtővel párhuzamosan telepített szőlő ültetvényekkel történő felváltása jelentős erózió növekedést váltott ki, az eredetileg 0,013 t/ha-os eróziós ráta egy nagyságrenddel, 0,11 t/ha-ra nőtt. Hasonló mértékű a foszforelmozdulás mértékének növekedése is, a 0,79 mg/m²-es átlag értékről 6,63 mg/m²-re nőtt a foszfor mobilizáció mértéke a vizsgált területen.

A Szekszárdi-dombság területén elhelyezkedő mintegy 10 km² nagyságú kisvízgyűjtőn 56 mérési pontra, valamint két lejtőszegmens mentén öt erózió csapadékeseményre végzett vizsgálataink alapján megállapítható, hogy a szelektív erózió következtében, valamint a valódi humusztartalom térbeli és összetételbeli heterogenitása miatt a lehordódott talajanyagban a különböző minőségű humuszanyagok eltérő módon dúsulnak.

A humusz elmozdulás mértéke a csapadék mennyiségétől és intenzitásától erőteljesen függ, s akár 400-1000 kg humusz elmozdulás is prognosztizálható hektáronként. Az átlagos humusz áthalmozódási értékek csapadékeseményenként 6 és 28 kg/ha körül alakultak a vizsgált területen, ami nagyságrendi egyezést mutat az Észak-amerikai és európai tanulmányokban becsült 10–100 kg/ha/éves átlag értékekkel.

Az elmozduló üledékben a helyben található talajhoz képest a humusztartalom dúsul, a feldúsulási faktor a két lejtőszegmensre és a vizsgált öt csapadékeseményre vonatkoztatva (n=47) 1,063. A humuszminőség lejtő menti változását vizsgálva megállapítható, hogy az üledékre vonatkozó humuszminőségi mutató (Q és K érték) értékei a lejtő irányában csökkennek. A lejtő felső szakaszán 1 körüli Q értékek a lejtő alsó harmadára 0,5 körüli értékre csökkennek. Megfigyelhető továbbá, hogy a csapdákból felhalmozódó üledék humuszminősége igen alacsony, a Q érték <1, az átlagérték a két vizsgált lejtő tekintetében $Q_{\text{átlag}}=0,86$, míg a vízgyűjtő egészén a talajra jellemző átlag $Q_{\text{átlag}}=1,61$. Ez arra enged következtetni, hogy az elmozduló üledékben a gyenge minőségű, oldékonyabb humuszanyagok túlsúlya jellemző, érvényesül az erózió „szelektivitása”, vagyis az erózió a gyengébb minőségű humuszanyagok arányának növekedését eredményezi az elmozduló üledékben.

9.2. Mobil szélcsatorna berendezésre alapozott terepi eljárás kidolgozása és csapdázó eszköz fejlesztése a szélerózió okozta talajelmozdulás mérésére

Egy szélesemény során a különböző talajok eltérően viselkednek szemcseösszetételtől, humusztartalomtól, szerkezeti tulajdonságaiktól stb. függően. A szerkezetes, nem homok fizikai féleségű talajok, mint pl. a csernozjom talajok és a defláció kapcsolatát viszonylag kevesen vizsgálták. A széleróziós események hatásairól legpontosabb eredményeket terepi vizsgálatokkal szerezhetünk, melyek során az egyik legnagyobb probléma az elszállítódó talajanyag csapdázása, és így a különböző szélességekhez kötődő on- és off-site hatások minél pontosabb értékelése. A bemutatott, eszközfejlesztéssel egybekötött új eljárás lényege és újdonság tartalma az alábbiakban összegezhető.

Megalkottunk egy új, terepi mérésekre alkalmas szediment csapdázót, a WAST-ot (Wet Active Sediment Trap), amely a finomabb fizikai féleségű, vályog, agyagos vályog textúrájú talajokon kialakult széleróziós talajvesztést is hatékonyan képes mintázni. A kifejlesztett csapdázó eszköz egy horizontális aktív csapda, különböző magasságokban mintáz, izokinetikus, nedves csapdázó, és bármely mérvadó szemcseméret tartományra vonatkozóan jó hatékonyságú. A csapdázott szediment mind mennyiségét, mind pedig minőségét tekintve további laboratóriumi vizsgálatokra (pl. humusztartalom, tápanyag tartalom stb.) alkalmas (kivéve szerkezeti vizsgálatok, mivel a desztillált vízben a szerkezeti elemek

feliszapolódhatnak). A WAST csapdázó a magassággal csökkenő mennyiségű üledéket csapdáz, a csapdázott üledékmennyiség vertikális profiljában a szakirodalomban közölteknek megfelelően (Zingg 1953, Bouza et al. 2011) exponenciális csökkenés tapasztalható a magasság növekedésével (exponenciális függvény illesztése r^2 : 0,7–0,9 között változott).

A kifejlesztett csapdázó relatív hatékonysága jó. A WAST a szakirodalmi adatok alapján homok fizikai féleségű talajokon leghatékonyabbnak leírt MWAC csapdázóhoz képest átlagosan háromszor nagyobb hatékonysággal mintázza a vályog fizikai féleségű talajokon bekövetkező széléróziós talajvesztéseget. Az MWAC és a WAST csapdázók esetében is a becsült talajvesztesség értékek és a szélesebbesség értékek között szignifikáns kapcsolat áll fenn. A szélesebbesség növekedésével a csapdázott szediment anyag mennyisége a szakirodalomban leírt harmadfokú hatványfüggvénynek megfelelően nő, valamint a WAST csapdázó a szélesebbesség növekedésére érzékenyebben reagált, mint az MWAC-k.

A kidolgozott eljárás legfontosabb eredménye, hogy olyan terepi mérési technológia és eszköz kombinációt állítottunk össze, melyben a terepi szélcsatorna, a szélút alá helyezett terepi platform mérleg, valamint a szélcsatorna kivezető nyílásába helyezett három magasságban mintázó WAST csapdázók együttes alkalmazásával a szélesebbesemények hatására bekövetkező talajvesztesség az eddigieknél pontosabban és hatékonyabban becsülhető. Mindazonáltal szükségesnek tartom a WAST csapdázó hatékonyság számításainak pontosítását a kísérleti körülmények standardizálása mellett, valamint különböző szemcseösszetételű talajokra egyaránt.

Az eljárás, ill. az ennek keretében kifejlesztett csapdázó berendezés 114483-1998 HG - P1400292 alapszámon szabadalmaztatási eljárás alatt áll a Szellemi Tulajdon Nemzeti Hivatalnál (SZTNH). Az eljárás szabadalmaztatását a Szegedi Tudományegyetem tudományos tanácsa befogadta, s a Danubia IP Innovációs Tanácsadó Kft. tanácsadása mellett zajlik. Az eljárás várható lezárása 2016.

9.3. Szélérózió hatása a talaj szerkezetére, szervesanyag- és elemátrendeződési folyamataira

A talajok agronómiai szerkezete nagymértékben befolyásolja többek között az éghajlati változás okozta stressz-hatások talajtani következményeinek mérséklését, illetve azok súlyosbodását. A szélsőségesé váló időjárási helyzetek ráirányították a figyelmet arra, hogy a helytelenül alkalmazott művelési eljárások, eszközök, illetve a csernozjom talajaink túlhasználata módosíthatja a talajszerkezetet, melynek egyik megjelenési formája a talaj felszíni rétegének elporosodása. A poros szerkezet kialakulása során a nagyobb makroaggregátumok mikroaggregátumokká esnek szét, s a létrejövő kisebb frakciók jobban ki vannak téve a szél általi elhordásnak. A talajok defláció érzékenységét a szerkezeti tulajdonságaival összefüggésben az Észak-Bácskai löszhát és a Dél-Tisza-völgy kistájak csernozjom területein vizsgáltam.

A vizsgált bácskai csernozjom feltalajok esetében a minták mintegy 80%-a valamilyen mértékben leromlott szerkezeti állapotú, azaz az aggregátumok nem rendelkeznek kellő ellenállással a vízhatással szemben (Sekera-féle kvalitatív becslés), s a külső erők hatására viszonylag könnyen megbomlik a szerkezeti elemekben jelenlévő összetartó erő. A Dél-Tisza-völgy csernozjom talajai esetében is hasonló arány mutatkozott. A klímastressz-tűrő állapot tekintetében a Bácskai löszháton vizsgált minták mintegy 2/3-nál igazolódott be, hogy érzékeny, degradált talajokról van szó, vagyis a por aránya meghaladta a 25–30%-ot. Az igen kockázatos minősítést kapott talajok a mintaterület déli, illetve keleti felén helyezkednek el. A Dél-Tisza-völgyi táblák esetében kevésbé porosodott szerkezetről beszélhetünk, csupán két mintaterület esetében haladta meg a por aránya a 30%-ot.

A szerkezeti elemek átlagos geometriai átmérővel történő összevetésével (GMD) is elvégeztük a szerkezeti elemek állapotára vonatkozó becsléseinket. A GMD-re számított értékek mind a két vizsgált területen igen alacsonynak mutatkoztak. Az elemzett talajminták GMD értéke a bácskai területen egy esetben sem érte el az optimális értéket (1,4), a minták átlagértéke 0,89. A Dél-Tisza-völgy csernozjom területein jobb a talajok szerkezeti állapota a mutató alapján is: három minta esetében eléri a mért érték az optimális 1,4 értéket, a minták átlagos GMD értéke pedig 1,28.

A Szeged környékén összesen 16 helyről gyűjtött jellemzően vályog, agyagos vályog fizikai féleségű csernozjom talajokra jellemző küszöbsebesség értékek 9,2–14,2 m/s között változnak és átlagosan 10,1 m/s (10 cm-en mérve) körül alakulnak. A kritikus indítósebesség értékek és a talajtulajdonságok közti összefüggéseket vizsgálva a csernozjomok esetében megállapítható, hogy az indítósebesség a vizsgált minták esetében leginkább a porfrakció arányával mutatott összefüggést, s azon belül pedig a 0,1–0,25 mm-es szemcsetartományba eső frakció arányával (Pearson korreláció, $r=-0,52$, 0,01 szignifikancia szinten). Viszonylag erős, de nem szignifikáns a GMD értékek és a küszöbsebesség kapcsolata is.

A laboratóriumi szélcsatornával csernozjom talajokon végzett szélcsatorna kísérleteink alapján megállapítható, hogy az előkészítésen átesett (szárított és szitált) csernozjom talajok széllal szembeni ellenállását azok por és durva iszap tartalma határozza meg. Mindhárom vizsgált Dél-alföldi terület talaja iszapos vályog textúra osztályba tartozik, így a szélerózióval szembeni viselkedésükben a por és iszap frakciók durvább részei közötti néhány százalékos eltéréseknek van meghatározó szerepük. Ezzel magyarázható, hogy a legkisebb durva iszap tartalmú (ugyanakkor legnagyobb portartalmú) csordakúti terület talajánál mértük a legnagyobb erodálhatóságot.

A 10 perces kísérleti szélesemények következtében minden vizsgált szélesebesség esetében a talajfelszín aggregátum összetételében jelentős változás állt be: 3–7%-kal megnőtt az 1 mm és annál nagyobb szemcsék, illetve aggregátumok aránya a mintatartó tálca talajanyagának felső 0–1 cm-es rétegében. A finomabb szemcse-, illetve aggregátum-átmérők esetén a fújatást követően csökkenés tapasztalható. A leginkább a 315 μm és az annál kisebb szemcsék aránya csökkent, átlagosan 1–2%-kal. A minták kémiai és fizikai elemzéseiből megállapítható, hogy a láda utáni aggregátumosabb szerkezetű minták nitrogén és foszfor tartalma nagyobb, mint az alapmintáé.

A labor szélcsatorna eredmények alapján megállapítható, hogy a szélerózió hatására a lebegtetve, illetve ugráltatva áthalmozott talajszemcsékkel és aggregátumokkal szállított humusz 500–3500 kg/ha nagyságrendben távozzhat a vizsgált csernozjom területről akár egyetlen szélesemény hatására is. A kálium áthalmozódás mértéke elérheti a 100 kg/ha-t, a foszfor esetében pedig a 70 kg/ha-t. A nitrogén veszteség magasabb, akár 200–300 kg/ha-t is elérheti egy szélesemény alkalmával. Ezen tápanyag mennyiség nagyrésze több száz m, de akár kilométeres távolságokra is távozzhat a területről. Görgetve szállítódó talajjal mozgó tápanyagáthalmozás mértéke (mintatartó tálca után kiüledő talajminta) becsléseink szerint jóval kisebb: káliumot, foszfort, nitrogént nézve kevesebb, mint 1 kg/ha nagyságrendű. Humusz esetében is alig éri el az 1–2 kg/ha értéket.

Az általunk végzett labor szélcsatornás vizsgálatok eredményei becslésnek tekinthetők, hiszen vizsgálatunk során növénymaradvány-mentes, szitált és légszáraz talajanyaggal dolgoztunk. A szitálás eredményeként csupán a 2 mm-es és annál kisebb aggregátumok maradtak meg, ami azonban az intenzív művelés alá vont, porosodott, leromlott szerkezetű talajfelszín körülményeit jól közelíti.

A laboratóriumi szélcsatornában végzett kísérleteinket követően Magyarország Dél-alföldi csernozjom talajú területeit in situ körülmények között vizsgáltuk azon céllal, hogy kvantifikáljuk a különböző szélesemények által okozott talajvesztesség mértékét, a feltalaj agronómiai szerkezetében bekövetkező változásokat, valamint az ezzel együtt járó humusz és tápanyag áthalmozás nagyságrendjét. A kísérleteket két ugyanazon talajtípuson, de eltérő

területhasználatú felszínen (felszínborítás nélküli (A) és kukorica sorral borított (B) felszín) végeztük. A kísérletek szélmérési eredményeit teljes keresztmetszetben ábrázoló szélprofil alapján megállapítható, hogy a 25–30 cm magas kukoricasorok a szél erősségét, s így a talajfelszín defláció-veszélyeztetettségét nem fékezik, hanem az egyes növények környezetében örvénylő mozgásokat generálva, a szél sebességét növelve a talajfelszín közelében a defláció-veszélyeztetettséget is növelik.

Számszerűsítettük a 10 perces szélesemények hatására bekövetkező talajelmozdulás mértékét. Az átlagosan 1–1,1 t/ha talajelmozdulás döntő többségét a görgetve szállított talajanyag tette ki. A tálcákban felhalmozódott talajanyag alapján a két fújatósi sorozat (borítás nélküli és kukorica sorral borított felszín) jelentős különbség nem mutatkozik, az "A" sorozat esetében 970 kg/ha, a "B" sorozat esetében 950 kg/ha görgetve történő átlagos talajelmozdulást regisztráltunk. A területről szaltálva, ill. lebegtetve távozó frakció mennyisége a teljes talajmozgáshoz viszonyítva az "A" sorozat esetében 10,7%, a "B" sorozat esetében pedig 17,4%.

A talajfelszín aggregátum összetételében – a laborkísérlethez hasonlóan – az 1 mm-nél nagyobb átmérőjű szerkezeti elemek aránya 5–10% közötti mértékben nőtt a szélesemény előtti talajfelszín szerkezeti állapotához képest. Már egyes szélesemények hatásaként is tetten érhető a talajfelszínen a durvább frakció dúsulása.

A szediment csapdák talajanyagának humusztartalma 0,6–1,0%-kal magasabbnak adódott, mint az eredeti talajfelszínen mért érték. A defláció okozta humuszveszteség a két mérési sorozat esetén átlagosan 48,5 kg/ha és 51,7 kg/ha értéknek adódott (10 perces, 15 m/s-os szélesemény). A talaj makroelemei (P, Ca, K) nem mutattak feldúsulást a szélerozióval mozgatott talajfrakcióban, a feldúsulási faktoruk 0,95 és 1,09 között változott. A fújatósi kísérletek során átlagosan mintegy 0,11 g/m² P, 1,6 g/m² K és 2,9 g/m² Ca elmozdulását regisztráltuk. Eredményeink, vagyis a 48,5 kg/ha humusz veszteség, a 10,6 kg/ha-os P és a 16,5 kg/ha K áthalmozódási értékek jól egybeesnek *Sterk és Raats* (1996) és más kutatók terepi, természetes széleseményeken alapuló mérési eredményeivel, noha a kiindulási talaj típusa, ill. a vizsgálatba vont szélesemények hossza és erősségének különbözősége okán csupán nagyságrendi összevetésre nyílik lehetőség.

Az apátfalvi talajokon végzett tápanyag áthalmozódás mértékére vonatkozó laboratóriumi és terepi szélcsatorna eredményeket összevetve megállapítható, hogy a laboratóriumi szélcsatorna vizsgálatok a szerkezetes talajok esetében – köszönhetően a szokásos minta előkészítési gyakorlatnak – túlbecsülnek. A nagyobb mennyiségű talaj- és tápanyag-áthalmozást a talaj bolygatása (szállítás), szárítása, a 2 mm-es szitán történő átengedés, valamint a kis területű fújatósi felszín vonja magával. Az ugyanazon parcelláról (Apátfalva) származó réti csernozjom talaj indítósebesség értéke 8,0 m/s-nak adódott laboratóriumban, míg 13,0 m/s volt in situ körülmények között. A talajelmozdulás mértéke a 14–15 m/s-os sebességtartományt tekintve két nagyságrendnyi különbséget eredményezett, míg a laboratóriumi szélcsatornában 200 t/ha talajelmozdulást prognosztizáltunk, addig a terepen ez csupán 1,1 t/ha értéknek adódott. Természetesen ezen különbségekből adódóan a tápanyag- és humusz áthalmozódás mértékében is jelentkeznek az 1–2 nagyságrendbeli különbségek.

A laboratóriumi szélcsatorna kísérletek nagy előnye, hogy az ott végzett kísérletek körülményei standartizálhatók, pl. a homogenizált, légszáraz állapotba hozott talajok egységes nedvesség tartalma nem okoz a különböző időpontban végzett mérések eredményeiben eltérést. A szerkezetes talajok defláció érzékenységeinek vizsgálatához, a természetes szélesemények hatásait mind pontosabban közelítő adatok nyeréséhez azonban szükséges az eredeti, bolygatatlan felszínen terepi szélcsatorna vizsgálatok elvégzése, még akkor is, ha a terepi körülmények magukban hordozzák egyes kísérleti körülmények – a laboratóriumi szélcsatorna kísérletekhez képest – nagyobb változékonyságát. A talaj nedvességtartalma például a különböző kísérleti napok esetében eltérhet, sőt egy napon belül

is a napszaknak megfelelően alakul. Hasonlóan eltérések tapasztalhatók ugyanazon talajtípuson, ugyanazon parcellán belül a talaj szerkezeti állapotában is (pl. taposás következtében). A terepi kísérletek eredményei tehát magukban hordozzák ezen, a kísérleti körülmények hely és időbeli változásából adódó hatásokat, de azon kiindulási paraméterekkel együtt értékelve a kapott eredményeket, a természetes szélesemények hatásaihoz (Stern, Raats 1996; Bielanders et al. 2002) jól közelítő adatokat szolgáltatnak.

Az általunk fejlesztett terepi eljárás és a WAST csapdázó tesztelésére 2013 nyarán Szegedtől északra réti csernozjom talajon került sor. A vizsgálatok célkitűzése volt az új eljárás tesztelése mellett a csernozjom talaj szélerózió okozta tápanyag veszteségének számszerűsítése, különös tekintettel az összes-elemtartalom és a felvehető elemhányadok elmozdulási különbségeire.

A különböző szélesemények hatására elszállítódott talajmennyiség meghatározására BWS-60 típusú elektronikus platform mérleg, valamint MWAC és a WAST csapdázók segítségével került sor. Az általunk vályog fizikai féleségű talajon 13–16 m/s szélesebségeken végzett kísérletek talajveszteségi értékei a csapdázott szediment alapján 1,4 t/ha és 15,7 t/ha érték között változtak. A réti csernozjom talaj felszínén egy-egy 10 perces fújtás alkalmával átlagosan 343 g/m² talaj mozdult meg.

A 10 párhuzamos fújtási kísérlet során a süllyesztett tálcában és a WAST csapdázó különböző magasságaiban összegyűlt, s a szélcsatorna keresztmetszet arányos részére felszorozott szediment átlagos mennyiségét alapul véve megállapítható, hogy a csernozjom talajainkat érő 13–15 m/s-os szélesemények során a talajanyag áthalmozódása ~2%-ban görgetve történik, ~51%-a szaltálva és mintegy 47%-a szaltálva és lebegtetve távozik a területről.

Kísérleteink alapján megállapítottuk, hogy az eredeti talajfelszín szerkezeti elemösszetételében a legnagyobb csökkenés a 0,125–0,25 mm átmérőjű szerkezeti elemekben jelentkezett, mintegy 3–4 %-os csökkenést regisztráltunk az eredeti talajfelszínen mért értékhez képest. Tehát ezen átmérőjű szerkezeti elemek mozdultak el, ill. távoztak a területről legnagyobb arányban. Megállapítható továbbá, hogy a fújtási kísérletek következtében a széleseményeket követően megnőtt a talajfelszínen az 5–20 mm átmérőjű szerkezeti elemek aránya.

A szél által felkapott lebegtetve szállított legfinomabb szemcsék humusztartalma nagyobb, mint a talaj felszínén görgetett talajszemcséké, a különböző magasságokban csapdázott szediment esetében a humusztartalom a magassággal nő. Mindkét csapdasorozatot esetében a legmagasabban elhelyezkedő, 35 cm feletti lebegtetve szállított szedimentet csapdázó fogók tartalmazták a legmagasabb humusztartalmú anyagot, s itt tapasztaltuk a legmagasabb feldúsulási faktorokat is. A 35 cm felett elmozduló talajanyag humusztartalma ez alapján mintegy 20%-al haladja meg az eredeti feltalajban mérteteket.

A csernozjom talaj deflációs események hatására bekövetkező elemvesztésének becsléséhez a feltalaj, valamint a szél által áthalmozott, csapdázott üledék összes- és felvehető elemtartalmát is meghatároztuk. A széllel mozgatott szediment összes elemtartalmát a kiindulási feltalaj elemtartalmával összevetve megállapítható, hogy a vizsgált öt makroelem (K, P, Ca, Mg, Mn) közül a Ca és K nem, vagy csak kis mértékű feldúsulást jelez (FF faktoruk <1,2), míg a P (FF: 1,2–1,4), Mn (FF: 1,1–1,4) és Mg (FF: 1,4–1,6) elemek közepes mértékű feldúsulása jellemző.

A széllel elmozduló szedimentben az összes és felvehető P és K forma feldúsulási értékeit vizsgálva megállapítható, hogy a vizsgált csernozjom talajban az összes P-nak mintegy 3,7 %-a, az összes K-nak pedig 0,7 %-a van felvehető formában jelen. Az egyes P formák az erózió szelektivitásának megfelelően különböző mértékben mozdulnak el: az összes P átlagosan 1,33-szoros feldúsulást mutat az elmozduló talajanyagban, míg a felvehető P nem dúsul, FF értéke 1,03. Az összes kálium esetében az átlagos dúsulás értéke 0,99, azaz az összes K tartalom nem változik a szedimentben a talajhoz képest. A felvehető káliumnál

az átlagos dúsulás 1,11, azaz a görgetve szállítódó talajanyag felvehető káliumtartalom dúsulási indexei magasabb értékeket mutatnak, mint az összes elemtartalom dúsulása.

Az egyező mechanikai összetételű Szeged és Apátfalva melletti réti csernozjom talajok aggregátum összetételében, valamint a CaCO_3 és humusztartalomban megfigyelhető különbségek hatására a Szeged melletti csernozjom mintaterület talaja defláció érzékenyebb. A Szegedtől É-ra eső csernozjomokon 6,5–9,0 m/s közötti indítósebesség értékeket mértünk, míg Apátfalván 13,0 m/s volt az indítósebesség értéke. Az apátfalvi terület talajának magasabb karbonát és humusztartalma, valamint szerkezeti összetételében mért magasabb morzsa arány a küszöbsebességi érték növelésének irányába hat. A feltalajban a 0,5 mm-nél kisebb szemcsék magasabb aránya következtében nem csak kisebb indító sebesség értékeket, hanem nagyobb áthalmozódó talajmennyiséget, valamint ezzel együtt nagyobb mennyiségű humusz- és foszfor elmozdulást mértünk az egységesen 10-10 perces fújatási kísérleteink alkalmával a szegedi mintaterületen. Megállapítható tehát, hogy egyazon talajtípusba eső, s azonos textúrájú talajok esetében az aggregátum összetételben, valamint a CaCO_3 és humusztartalomban megfigyelhető eltérések hatására jelentős különbségek tapasztalhatók a defláció érzékenység, a küszöbsebesség, a szediment szállítás módja és a humusz- és elemáthalmozás mértéke között.

A csernozjom területeket érintő mikro- és mezo-léptékű humusz- és elemátrendeződési vizsgálataink eredményeként értékelhetővé vált az egy-egy csapadék- vagy szélesemény hatására bekövetkező talajdegradáció nagyságrendje, valamint a humusz- és tápanyagveszteség mértéke. A lejtőprofil és parcella szinten kapott eredményeket leginkább a humusz- és tápanyag elmozdulás törvényszerűségeinek feltárásában lehet hasznosítani, míg a vízgyűjtő szintű megállapítások jól alkalmazhatók a precíziós mezőgazdasági gyakorlat, valamint a felszíni vizek védelmében tett lépések megtervezésében. A felszíni vizeket érő mezőgazdasági eredetű diffúz szennyezések kontrolja, vagy a településeinket érő szálló por terhelés eredetének felmérése igen összetett feladat. Míg a pontforrások kibocsátási határértékekkel, illetve ún. „end of pipe” típusú beavatkozásokkal visszaszoríthatók, a diffúz emissziók esetében a szabályozás nagyobb léptékű megközelítést igényel. Az emissziók, vagyis a mezőgazdasági parcellák felől a felszíni vizeket, vagy éppen településeinek érő hatások mérséklése alapvetően a területhasználat, a gazdálkodási gyakorlat, illetve az erózió, s a defláció szabályozásán alapul. A „Best Management Practices” (BMPs) olyan kiválasztott eszközök csoportját jelenti, melyeket a talajdegradációval érintett területeken a víz- és széléróziót minimalizálva, a környezetet terhelő kibocsátási tevékenységek előtt, alatt és/vagy után alkalmazva csökkenthetik, vagy megszüntethetik a szennyezőanyagok kijutását a diffúz forrásokból. Ezen mezőgazdasági eredetű diffúz terhelések azonban csak akkor számszerűsíthetők, ha a víz és a szél, ill. az általuk közvetített por- és szennyezőanyagterhelés nagyságrendjét és térbeli mozgását is nyomon követjük. A terhelés modellezés irodalma ezen ismeretek hiányát a „hiányzó kapcsolat problémájának” nevezte el. A vízgyűjtők kezelésében, a felszíni vizek állapotának tervezésében, a mezőgazdasági eredetű diffúz terhelések számszerűsítésében e hiányzó kapcsolat pótlásának fontos láncszemét jelenthetik a tábla és vízgyűjtő léptékű víz- és széléróziós, valamint az ehhez köthető tápanyag és szennyezőanyag áthalmozódással kapcsolatos vizsgálataink eredményei.

Irodalom

- Arnold, J.G., J.R. Williams, R. Srinivasan, K.W. King, R.H. Griggs 1995: SWAT – Soil and Water Assessment Tool: Draft UsersManual, USDA-ARS, Temple TX
- Díaz, A. R., P. Marín Sanleandro, R. Ortiz-Silla 2012: Loss of soil fertility estimated from sediment trapped in check dams. South-eastern Spain Catena 99:42–53 · December 2012
- Asztalos J. 2010: A területhasználat talajerózióra gyakorolt hatásának vizsgálata az Erosion-2D modell alkalmazásával. Diplomamunka, SZTE TTIK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Kézirat
- Atalay, A. 2001: Variation in Phosphorus Sorption with Soil Particle Size. Soil and Sediment Contamination Volume 10 (3), 317–335.
- Auerswald, K., Haider J. 1992: Eintrag von Agrochemikalien in Oberflächengewasser durch Bodenerosion. Zeitschr. für Kulturtechn. und Landentw. 33. 222–229.
- Bach M., R. Duttman 2006: Anwendung der DIN 197006 zur Abschätzung der Boderosionsgefährdung durch Wind als Grundlage für eine nachhaltig Landnutzungsplanung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen gesellschaft. 108. 59–60.
- Bach, M., 2008: Aolische Stofftransporte in Agrarlandschaftem. PhD Dissertation. Christian-Albrechts Universität zu Kiel. Kiel
- Bagnold, R.A.1941: The Physics of Blown Sand and Desert Dunes. Methuen, London, p. 265.
- Bakkum, A.W.G. 1994: The Behaviour of an Artificial Soil Crust in a Simulated Sand Storm. Department of Irrigation and Soil and Water Conserv., Agricultural University Wageningen, p. 40.
- Barczy A., Centeri Cs., Gentischer P. 1998: Az erózió vizsgálata a Balaton-felvidéken. In: Elek Gy, Vécsi B. (szerk.) XII. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás Siófok, Magyarország, 1998.09.15-1998.09.17. Siófok. 122–131.
- Barczy A., Centeri Cs., Joó K., Gentischer P. 1999: Eróziós mérések, becslések és jelentőségük a mezőgazdasági területhasználatban. In: Sényi Péterné (szerk.) "Agrárjövők alapja a minőség": XLI. Georgikon Napok. Keszthely, Magyarország, 1999.09.23-1999.09.24. Keszthely: Pannon Agrártudományi Egyetem, 1999. 286–293.
- Barczy A, Centeri Cs. 2005: Az erózió és a defláció tendenciái Magyarországon. In: Stefanovits P, Michéli E (szerk.) A termőföld jelentősége a XXI században. 403 p. Budapest: MTA TKK, 2005. 221–244.
- Barta K. 2004: Talajeróziós modellépítés a EUROSEM modell nyomán (Ph.D. értekezés). SZTE. Szeged. 84 p.
- Bartholy J., Mika J. 2005: Időjárás és éghajlat - cseppben a tenger? – Magyar Tudomány 7. szám, 789–798.
- Bartholy J., Pongrácz R., Torma Cs., Hunyady A. 2006: A Kárpát-medence térségére a XXI. Századra várható klímaváltozás becslése. III. Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei. CD kiadvány. ISBN 9639545120 p.11.
- Bartus M., A. Farsang, J. Szatmári, K. Barta 2012: Model based optimization of wind erosion control by tree shelterbelt for suitable land management. In: European Geosciences Union (EGU) General Assembly 2012. Konferencia helye, ideje: Wien, Ausztria, 2012.04.22-2012.04.27. Wien: Paper 13815-2. Geophysical Research Abstracts; 14.
- Bartus M., Farsang A., Szatmári J., Barta K. 2013a.: Szélerózió becslése és modell alapú területhasználat optimalizáció a defláció veszélyeztetettség csökkentése érdekében, dél-alföldi mintaterületen. Talajvédelem 57–66.

- Bartus M., Farsang A., Szatmári J., Gulyás D., Puskás I. 2013b.: Efficiency of tree shelterbelts in wind erosion risk management: A case study in SE Hungary. *Journal of Earth Science and Climatic Change* 4:(Spec. Iss.) p. 65.
- Bartus M., Farsang A., Szatmári J., Barta K. 2014: Talajfelszínek defláció érzékenysége vizsgálat egy dél-alföldi mintaterületen. VII. Magyar Földrajzi Konferencia, Miskolc-Lilafüred, 2014 Absztraktkötet p. 5–6.
- Basaran, M., Erpul, G., Uzun, O., Gabriels, D. 2011: Comparative efficiency testing for a newly designed cyclone type sediment trap for wind erosion measurements. *Geomorphology* 130 (3): 343–351.
- Baukó T., Beregszászi P. 1990: Egyszerűsödő agrár-tér szerkezet – fokozódó szélkárosodás Békés megyében. *Környezetgazdálkodási évkönyv*, 87–95.
- Bärring L., P. Jönsson, J.O. Mattsson, R. Åhman 2003: Wind erosion on arable land in Scania, Sweden and the relation to the wind climate: a review. *Catena*, 52. 173–190.
- Bádonyi K. 2006. A hagyományos és kímélő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra. *Tájkökológiai Lapok* 41. 1-16.
- Beasley, Huggins 1982: A modell for watershed planning *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 23. 938–944.
- Behrendt, H., Bach, M., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G., Wendland, F. 2003: Nutrient Emission into River Basins of Germany on the Basis of a Harmonized Procedure UBA-Texte 82. Umweltbundesamt, Berlin
- Behrendt H., Huber P., Opitz D., Schmoll O., Scholz G., Uebe R. 1999: Research report UBA-FB Ref. No. 296 25 515. [Nutrient emissions into river basins of Germany]. Leibnitz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries; Berlin: 1999. Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands.
- Belyaev, S.P., Levin, L.M. 1972: Investigation of aerosol aspiration by photographing particle tracks under flash illumination. *Journal of Aerosol Science* 3, 127–140.
- Bergkamp, G. 1998: A hierarchical view of the interactions of runoff and infiltration with vegetation and micro topography in semiarid scrublands. *Catena* 33, 201–220.
- Bielders, C. L., Rajot, J., Amadou, M. 2002: Transport of soil and nutrients by wind in bush fallow land and traditionally managed cultivated fields in the Sahel, *Geoderma*, 109. 19–39.
- Birkás M., Jolánkai M., Stingli A., Botlik L. 2007: Az alkalmazkodó művelés jelentősége a talaj- és klímavédelemben. „AGRO-21” Füzetek, 51. 34–47.
- Birkás M., Szemők A., Milan M. 2010: A klímaváltozás talajművelési, talajállapot tanulságai. „Klíma-21” Füzetek 2010/61. 141–152.
- Birr, A. S., D. J. Mulla. 2001: Evaluation of phosphorus site index in watersheds at the regional scale. *J. Environ. Quality*. 30: 2018–2025
- Blaser, P., Zimmermann, S., Luster, J., Shotyk, W., 2000: Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *The Science of the Total Environment* 249, 257–280.
- Blaskó, L., J. K. Wafi Mohamed., Karuczka, A., Zsembeli, J., Zsigrai, Gy. 1996: A klímaváltozás és a talajtermékenység néhány összefüggése a Nagykovácsiban. *Környezet- és Tárgazdálkodási Füzetek*, II/4. pp. 29–40.
- Blaskó L., Karuczka A., Nyíri L., Zsembeli J. 1995: Kötött talajok széléróziós érzékenységi vizsgálata *Agrokémia és Talajtan* 44. No. 3-4. 497–503.
- Bodolay I-né 1965: A talajok széléróziójának folyamata és dinamikája, *Agrokémia és Talajtan*, 14., No. 3-4., 311–320.

- Bodolay I-né 1966a: Szélerózió elleni védekezés öntözött homokterületeken (Protection from wind erosion in irrigated sand areas). *Agrokémia és talajtan*. 14. 1–2. 1–15.
- Bodolay I-né 1966b: A szélerózió hatása a Bácskai-löszháton. *Agrokémia és talajtan*. 15. 1–2. 372–383.
- Bodolay I.-né, Máté, F., Szűcs, L. 1976: A szélerózió hatása a Bácskai-löszháton, *Agrokémia és Talajtan*, 25., No. 1-2., 96–103.
- Bolton, E.F., J.W. Aylesworth, F.R. Hore 1970: Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston clay soil. *Can. J. Soil Sci.*: 50: 275–279.
- Borcsik Z., Farsang A., Barta K., Kitka G. 2011: Humuszanyagok mennyiségi és minőségi eróziójának mérése a Tolna megyei Szálka település melletti vízgyűjtőn. In: Farsang, A. & Ladányi Zs. (szerk.): *Talajvédelem (különszám): Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között. Talajvédelmi Alapítvány. Szeged.* 127–138.
- Borsy Z. 1972: A szélerózió vizsgálata a magyarországi futóhomok területeken. *Földrajzi Közlemények*. 20. (2–3) 156–160.
- Borsy Z. 1993: Általános természeti földrajz. Budapest. 461–467.
- Bouza M. E., J.C. Silenzi, N.E. Echeverría, M.P. De Lucia 2011: Analysis of erosive events for a soil in the southwest of Buenos Aires Province, Argentina. *Aeolian Research Volume 3, Issue 4*, 427–435.
- Bouza, M.E., Silenzi, J.C., Echeverría, N.E., DeLucía, M.P. 2009: Monitor station of wind erosion in South West of Buenos Aires province. *Drylands Science for Development (DSD)*. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD). First Scientific Conference: Understanding Desertification and Land Degradation Trends. Poster Session at the UNCCD COP-9. Buenos Aires, 21 Sept.–2 Oct. 2009. Book Abstracts pp 15–16. <http://dsdconsortium.jrc.ec.europa.eu/documents/Poster_Session_Abstract_Book.pdf>
- Boy, S., Ramos, M. C. 2002: Metal enrichment factors in runoff and their relation to rainfall characteristics in a mediterranean vineyard soil. *SUMASS 2002. Murcia, Proceedings Volume II*, 423–424.
- Böhner, J., Schafer, W., Conrad, O., Gross, J., Ringeler, A. 2003: The WEELS model: methods, results and limitations. *Catena* 52. 289–308.
- Brinkman R., Sombroek W. 1999: The effects of global change on soil conditions in relation to plant growth and food production. Chapter 3. In: Bazzaz F, Sombroek W (eds.) *Global climate change and agricultural production*. Food and Agriculture Organization of the United Nations and John Wiley and Sons Ltd., Rome, Italy.
- Buczko U., Kuchenbuch R.O. 2007: Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe – a review. *J.Plant. Nutr. Soil Sci.* 2007. 170. 445–460.
- Burwell, R.E., G.E. Schuman, H.G. Heinemann, R.G. Spomer 1977: Nitrogen and phosphorus movement from agricultural watersheds. *J. Soil Water Conserv.* 32: 226–230.
- Buzás I. (szerk.) 1988: *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerek* 1-2. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1988. p. 243.
- Buzás I. 1993: *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerek* I-2. Inda 4231 Kiadó, Budapest, 75.
- Cammeraat, L.H. 2004: Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in Southeast Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 317–332.
- Catt, J.A., K.R. Howse, R. Farina, D. Brockie, A. Todd, B.J. Chambers, R. Hodgkinson, G.L. Harris, J.N. Quinton. 1998: Phosphorus losses from arable land. *Soil Use and Management*. 14: 168–174.
- Centeri Cs. 2002a: The role of vegetation cover in the control of soil erosion on the Tihany Peninsula. – *Acta Botanica Hungarica* 44. 3-4. 285–295.

- Centeri Cs. 2002b: Importance of local soil erodibility measurements in soil loss prediction. *Acta Agronomica Hungarica* 50. 1. 43–51.
- Centeri Cs. 2002c: A talajerodálhatóság terepi mérése és hatása a talajvédő vetésforgó kiválasztására. *Növénytermelés*. 51(2): 211–222.
- Centeri Cs., Császár A. 2005: A felszínborítás, a lejtőszakasz és a foszfor kapcsolata. *Tájökológiai Lapok* 3 (1) 1–12.
- Centeri, Cs., Császár, A. 2003: A talajpusztulás hatása a tájalakulásra a Tihanyi-félszigeten. *Tájökológiai Lapok* 1. 1. 81–85.
- Centeri Cs., Herczeg E., Vona M., Balázs K., Penksza K. 2009: The effects of landuse change on plant-soil-erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172. 4. 586–592.
- Centeri Cs.; Pataki R., Bíró Zs., Császár A. 2003: Az eróziós térképek kategóriáinak értékelése. *Agrokémia és Talajtan* 52 (2003) 3–4. 443–454.
- Centeri Cs., Szabó B., Jakab G., Kovács J., Madarász B., Szabó J., Tóth A., Gelencsér G., Szalai Z., Vona M. 2014: State of soil carbon in Hungarian Sites: Loss, Pool and Management. Nova Science Publisher, New York, 91–118.
- Chan, K. Y., Heenan, D.P. 1999: Lime-induces loss of soil organic carbon and effect on aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*. 63. 1841–1844.
- Chepil W.S. 1945a: Dynamics of wind erosion 1. Nature of movement of soil by wind. *Soil Science* 9. 71–134.
- Chepil W.S. 1945b: Dynamics of wind erosion 2. Initiation of soil movement. *Soil Science* 60. 397–410.
- Chepil W.S.; Woodruff N.P. 1963: The physics of wind erosion and its control. *Advances in Agronomy* 13. 211–302.
- Chepil, W.S. 1957: Erosion of soil by wind. *Yearbook of Agriculture*. 308–314.
- Coale F.J., Sims J.T., Leytem A.B. 2002: Accelerated Deployment of an Agricultural Nutrient Management Tool: The Maryland Phosphorus Site Index. *J. Environ. Qual.* 31. 1471–1476.
- Covelli, S., Fontolan, G. 1997: Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environmental Geology* 30, 34–45.
- Csathó, P. 1994: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés (Tematikus szakirodalmi szemle) MTA TAKI, Budapest p. 176.
- Csathó P., Osztóics E., Sárdi K., Sisák I., Osztóics A., Magyar M., Szűcs P. 2003: A mezőgazdasági területekről a felszíni vizekbe kerülő foszforterhelések I. Foszforforgalmi vizsgálatok értékelése. *Agrokémia és Talajtan* 52. 3-4. 473–486.
- Csathó, P., Radimiszky, L., Németh, T. 2013: NP turnover studies on European and on Danube basin levels in. Sisák I. szerk. *Conference on Mitigation Options for Nutrient Reduction in Surface Water and Groundwaters*, Keszthely, Hungary, Proceedings, p. 22.
- Csathó P., I. Sisák, L. Radimiszky, S. Lushaj, H. Spiegel, M. T. Nikolova, N. Nikolov, P. Cermák, J. Klir, A. Astover, A. Karklins, S. Lazauskas, J. Kopinski, C. Hera, E. Dumitru, M. Manojlovic, D. Bogdanovic, S. Torma, M. Leskosek & A. Khristenko 2007: Agriculture as a source of phosphorus causing eutrophication in Central and Eastern Europe. *Soil Use and Management*, 23 (Suppl. 1), 36–56.
- Csató Sz., Barta K., Farsang A. 2000: Az elmúlt 20 év tájhasználati változásai és azok hatásai velencei-hegységi mintaterületen. In: *A táj változásai a Kárpát medencében a történelmi események hatására* (szerk.: Fülek Gy.). Budapest-Gödöllő. 222–227.
- Csepinszky B. 1998: A Balaton három vízgyűjtő-területén domináns talajok erodálhatóságának vizsgálata eső-szimulátorral. *Zárójelentés*, Keszthely, 17–20.

- Csepinszky B., Jakab G. 1999: Pannon R-02 Esőszimulátor a Talajerosió Vizsgálatára. XLI. Georgikon Napok, Keszthely; 294–298.
- Csorba P., Blanka V., Vass R., Nagy R., Mezősi G., Meyer, B. 2012: Hazai tájak működésének veszélyeztetettsége új klímaváltozási előrejelzés alapján. Földrajzi Közlemények 2012. 136. 3. 237–253.
- Dämmgen, U., Fleckenstein, J., Jäger, H.-J. 1986: Erfassung der Depositionen von Blei, Cadmium und Schwefel in Agrarökosysteme (Ein Methodenvergleich). Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 2.1 Braunschweig 1–10.
- Debreczeni B. 1987: A magyar mezőgazdaság NPK mérlege. Nemzetközi Mezőgazdasági Szemle, (2-3.) 150–153.
- Dessel Van W., Van Rompaey A., Poelmans L., Szilassi P., Jordan G., Csillag G. 2008: Predicting land cover changes and their impact on the sediment influx in the Lake Balaton catchment. Landscape Ecology, 23: 645–656.
- De Root APJ., Van Dijk PM., Ritsema CJ., Offersman RJE., Cremers NHDT., Kwaad FJPM., Stolte J. 1995: Soil Erosion Normalisation Project South Limburg, The Netherlands (in Dutch). Winand Staring Centre, Wageningen, Report. 364.1:234
- Deumlich D., Mioduszewski W., Kocmit A. 1999: Analysis of nutrients entering rivers with surface flow in the Odra catchment. – Journal of Water and Land Development (3): 33–45.
- Deumlich, D., L. Völker 1999: Anwendung von Erosion 2D/3D im Einzugsgebiet Pöste. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 91, 1189–1192.
- Dezsényi Z. 1982: A Balaton részvízgyűjtőinek összehasonlító vizsgálata az erózióveszélyeztetettség alapján. Agrokémia és Talajtan 31. No. 3-4. 405–421.
- Dezsényi Z. 1984: A lehetséges erózió térképezése és az erózióveszély vizsgálata a Balaton vízgyűjtő területén. Vízügyi Közlemények 66. pp. 127–139.
- Dezsényi Z., Lendvai Z. 1986: A Zala vízgyűjtőjének eróziós viszonyai és hatásuk a felszíni vizek minőségére. Agrokémia és Talajtan 35/3-4. 363–382.
- Déri J. 1986: A vízgyűjtőterületi növénytakaró változás hatásai a tápanyagok kimosódására. Hidrológiai Közlemények 66. évf. 6. 323–328.
- Dietrich W.E., C. J. Wilson, D. R. Montgomery, J. McKean, R. Bauer 1992: Erosion thresholds and land surface morphology. Geology, August, 1992, vol. 20. 675–679.
- Dietrich W.E., C.J. Wilson, D. R. Montgomery, J. McKean 1993: Analysis of Erosion Thresholds, Channel Networks, and Landscape Morphology Using a Digital Terrain Model. The Journal of Geology Vol. 101, No. 2, 259–278.
- di Gléria J., Gáti F., Pataki B. 1957: Talajfizika és talajkolloidika. Akadémiai Kiadó. Budapest, 340–475, 665–692.
- Dikkeh, M. 1991: A szélerózió néhány törvényszerűségének és védekezési lehetőségének vizsgálata. Kandidátusi értekezés. Gödöllő. p. 128.
- DIN (Deutsches Institut für Normung) (Hrsg.) 2003: Bodenbeschaffenheit. Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wind. DIN-Norm. 19706. Berlin.
- Dodds, P.S., Rothman, D.H. 2000: Scaling, universality, and geomorphology, Annual Review of Earth and Planetary Sciences 28, 571–610.
- Dong, Z., Sun, H., Zhao, A. 2004: WITSEG sampler: a segmented sand sampler for wind tunnel test Geomorphology Volume 59, Issues 1–4, 2 April 2004, 119–129.
- Dougherty, W. J., Fleming, N. K., Cox, J. W., Chittlebrough, D. J., 2004: Phosphorus transfer in surface runoff from intensive pasture system at various scales: A review. J. Environ. Qual. 33. 1973–1988.

- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, p. 876.
- Dregne, H.E. 1988: Wind erosion: an international perspective. Proceedings of Wind Erosion Conference. Lubbock, Texas. 175–182.
- Duttman R. 1999: Partikulare Stoffverlagerungen in Landschaften Geosyntesis 10. Selbstverlag Universität Hannover p. 234.
- Duxbury J. M., Peverly J.H. 1978: Nitrogen and phosphorus losses from organic soil. Journal of Environ Quality 7. 566–570.
- Eliot, J., 1760: Essays Upon Field Husbandry in New England. Edes and Gill. Boston, MA.
- Erődi B., Horváth V., Kamarás M. 1965: Talajvédő gazdálkodás hegy- és dombvidéken. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p.403.
- Evans R. 2002: An alternative way to assess water erosion of cultivated land – field based measurements: and analysis of some results. Applied Geography 22: 187-208.
- Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L. 2001: Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution, vol.114, 313–324.
- Faragó, T. Láng, I., Csete, L. 2010: Climate Change and Hungary: Mitigating the hazard and preparing for the impacts (The “VAHAVA“ report) <http://www.vahavahalozat.hu/node/545>
- Farkas, Cs., Hernádi, H., Makó, A. Máté, F. 2011: Estimating climate change effect on soil water balance elements of Hungarian Calcic Chernozem soils. Agrokémia és Talajtan. 60(Supplement): 4–56.
- Farsang A, Barta K. 2004: A talajerózió hatása a feltalaj makro- és mikroelem tartalmára. Talajvédelem különszám. 268–276.
- Farsang A, Bartus M, Barta K, Szatmári J. 2013: Csernozjom talajok in situ széleróziós vizsgálata terepi szélcsatornával. Talajvédelem. 157–168.
- Farsang A., Bartus M., Barta K., Szatmári J., Tiszlavicz Á. 2013: In situ szélcsatorna kísérletek a deflációkutatásban. Eróziós Kerekasztal Konferencia 2013. december 11. MTA CSFK Földrajztudományi Intézet Budapest
- Farsang A., Bartus M., Barta K., Lázár E. 2014: Csernozjom talajok klíma-stressz-és defláció-érzékenységének értékelése a szerkezeti állapot alakulásával összefüggésben VII. Magyar Földrajzi Konferencia, Miskolc-Lilafüred, 2014 Absztraktkötet p. 4–5.
- Farsang A., Barta K., Bartus M., Négyesi G., Szatmári J. 2011: Szélsőséges időjárási jelenségek egyik lehetséges talajtani következménye az Alföldön: defláció okozta tápanyag veszteség becslése csernozjom talajainkon. In Rakonczai J. (szerk) Környezeti változások és az Alföld. A Nagyalföldi Alapítvány kötetei 7, 271–282.
- Farsang, A., Bartus, M. Barta, K., Szatmári, J. 2013: Csernozjom talajok in situ széleróziós vizsgálata terepi szélcsatornával, Talajvédelem különszám, Talajtan a mezőgazdaság, a vidékfejlesztés és a környezetgazdálkodás szolgálatában, 157–169.
- Farsang A., M Bartus, G Négyesi, K Barta, J Szatmári 2012: Estimation of nutrient movement caused by wind erosion on chernozems based on wind channel experiments. In: European Geosciences Union (EGU) General Assembly 2012. Konferencia helye, ideje: Wien, Ausztria, 2012.04.22-2012.04.27. Wien: Paper 13798. (Geophysical Research Abstracts; 14.)
- Farsang A., Bartus M., Szatmári J., Barta K., R. Duttman 2013: In situ determination of the wind erosion caused nutrient loss on Chernozems by portable wind channel experiments. Journal of Earth Science and Climatic Change 4:(Spec. Iss.) p. 67.
- Farsang A., Borcsik Z., Barta K., Kitka G. 2010: Talajerózió és a humuszmennyiség és minőség térbeli változásának kapcsolata kisvízgyűjtőn. Geográfia 2010. Pécs, V. Magyar Földrajzi Konferencia p. 20.

- Farsang A., R.Duttmann, M. Bartus, J. Szatmári, K. Barta, G. Bozsó 2013: Estimation of Soil Material Transportation by Wind Based on in Situ Wind Tunnel Experiments. *Journal of Environmental Geography* 6:(3-4) 13–20.
- Farsang A., Kitka G., Barta K. 2005: Modelling of soil erosion and nutrient transport to serve watershed management: case study in a subwatershed of Lake Velence in Hungary EGU GEOPHYSICAL RESEARCH ABSTRACTS 7: Paper 01921.
- Farsang A., Kitka G., Barta K. 2006: Tápanyag elmozdulás modellezése a fenntartható mezőgazdaság szolgálatában In: Fazekas I (szerk.) II. Magyar Tájökológiai Konferencia. Debrecen, Magyarország, 2006.04.07-2006.04.09. p. 45
- Farsang A., Kitka G., Barta K. 2006: Talajerózió és foszforátrendeződési folyamatok térképezése kisvízgyűjtőn Talajvédelem Különszám. Talajvédelmi Alapítvány Kiadó: 170–184.
- Farsang A., Kitka G., Barta K. 2007: Influence of social-economic changes on the soil nutrient content in a subwatershed of Lake Velence. In: Kovács Cs. (szerk.) From villages to cyberspace: in commemoration of the 65th birthday of Rezső Mészáros, SZTE pp. 185–198.
- Farsang A., Kitka G., Barta K. 2008: Tápanyag-elmozdulás modellezése a fenntartható mezőgazdaság szolgálatában. In: Csorba P, Fazekas I. (szerk.) Táj kutatás – táj ökológia. Debrecen: Meridián Alapítvány. pp. 285–293.
- Farsang A., Kitka G., Barta K. 2011: Mezőgazdaságilag hasznosított kisvízgyűjtők talajerózióhoz kötődő elem dinamikája. In: Farsang, A., Ladányi Zs. (szerk.): Talajvédelem (különszám) - Talajaink a Változó Természeti és Társadalmi Hatások Között. Talajvédelmi Alapítvány. Budapest. 339–350.
- Farsang A., M.Tóth T. 2003: Spatial distribution of soil nutrient in a cultivated catchment area: estimation using basic soil parameters 4th European Congress on Regional Geoscientific Cartography and Information Systems, Bologna, Italy, 2003 Proceedings Book. 154–156.
- Farsang A., Rácz P., Horváth D. 2005: Spatial and temporal analysis of the available nutrients of the topsoil in a pilot area: macro- and microelements as indicators of erosion. *Acta Universitatis Szegediensis Acta Geographica XXXVIII*: 95–108.
- Farsang A., Rácz P. 2002: Effect of micromorphology on spatial variation of chemical and physical properties of the topsoil. International symposium on sustainable use and management of soils in arid and semiarid regions, Cartagena, Murcia, 2002 szeptember, Abstracts Book.
- Farsang A., Rácz P., Barta K. 2004: The temporal and spatial changes of the soil's macro- and micro element content as an indicator of soil erosion. In: 4th International Congress of the European Society for Soil Conservation, Proceedings Volume. Budapest, Magyarország, 2004.05.25–2004.05.29. 220–225.
- Farsang, A., Szatmári, J., Négyesi, G., Bartus, M., Barta, K. 2011: Csernozjom talajok szélerózió okozta tápanyag-áthalmazódásának becslése szélcsatorna-kísérletekkel. *Agrokémia és Talajtan*, 60. (1) 87–102.
- Farsang, A., Szatmári J., Barta K., Bartus M., Nádas J. 2015: Mezőgazdasági területek felporzás okozta potenciális környezet-egészségügyi hatásai. In: Rakonczai J. et al. (szerk.) Tovább egy zöldbb úton. Szeged: SZTE TTIK FFT, 90-96.
- Filep Gy. 1995: Talajtani alapismeretek I-II. Debreceni Agrártudományi Egyetem, Debrecen p. 360
- Fryrear, D. W., J.D. Bilbro, A. Saleh 2000: RWEQ. Improved wind erosion technology. *Journal of Soil & Water Conservation*. 55. 183–189.
- Fuchs M., Gál A., Michéli E. 2010: Depth distribution of SOM stock in fine-textured soils of Hungary. *Agrokémia és talajtan* 59 (1) 93–98.
- Gál J. 1974: A defláció és a légszennyeződés elleni védekezés fásítással. *Az erdő*. p. 320.
- Gillette, D. A. 1977: Fine-particle emission due to wind erosion. *TransASAE*, 20. 890–897.

- Gillette, D. A. 1978: A wind tunnel simulation of the erosion of soil; effect of soil texture, sand-blasting, wind speed, and soil consolidation on dust production. *Atmos. Env.* 12. 1735–1743.
- Gimeno-García, A. V., Rubio, J.L. 2000: Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soils as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* 51, 201–210.
- Góczán L., Kertész Á. 1990: Talajerosió és felületi lefolyásmérések eredményei az MTA FKI bakony-nánai kísérleti parcelláin. *Földrajzi Értesítő* 39. 47–60.
- Goossens, D. 2002: On-site and off-site effects of wind erosion. In: *Wind erosion on agricultural land in Europe* (ed.: Warren, A.). Office for Official Publications of the European Communities. EUR 20370, 29–38.
- Goossens, D., Offer, Z., London, G. 2000: Wind tunnel and field calibration of five aeolian sand traps, *Geomorphology*, 35. 233–252.
- Gregory, J.M., Wilson, G.R., Singh, U.B., Darwish, M.M. 2004: TEAM: integrated, process-based wind-erosion model. *Environmental Modelling and Software* 19.2. 205–215.
- Hagen, L.J. 1991: A wind erosion prediction system to meet user needs. *J. Soil and Water Conservation* 46 (2). 105–111.
- Hagen, L.J. 1996: Erosion submodel. WEPS technical documentation. USDA. p. 49.
- Hargitai, L. 1961: A humuszban lévő nitrogén szerepe a talajok nitrogén-gazdálkodásában. *Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványai No. 4. Mezőgazdasági Kiadó Budapest.*
- Hargitai, L. 1987: Az ekvivalens humuszkészlet agrokémiai és környezetvédelmi jelentősége. *Kertészeti Egyetem Közleményei Budapest* 51: 260-267.17, 38–40.
- Hargitai, L. 1993: The role of organic matter content and humus quality in the maintenance of soil fertility and in environmental protection, *Landsc. Urban Plan.*, 27 (2-4), 161–167
- Harkányiné Székely, Zs., Herkó, D. 1989: Magyarország homokveréses kártérképe (1977-1986) (Damages due to sand blast in Hungary (1977-1986)). I. M=1:100 000. ICA Nemzetközi Térképészeti Társulás XIV. Világkonferenciája Budapest.
- Harmati I. 1989: A szélerosió kialakulása, károkozása és az ellene való védekezés agrotechnikai módszerei. In: *A szélerosió elleni védekezés lehetőségeinek, módszereinek feltárása Csongrád megye homokterületein* (szerk: Zentay T.). MTA Szeged Committee. 93–108.
- Harvey, L.D.D. 2000: Up scaling in global change research, *Climatic Change* 44, 225–263.
- Hayes, O. E., Clark, N. 1941: Cropping Systems that Help Control Erosion. Bulletin No. 452. Wisc. Soil Cons. Comm., Soil Cons. Serv., and the Univ. of Wisc. Agr. Exp. Sta., Madison
- Heuvelink, G.B.M. 1998: Uncertainty analysis in environmental modeling under a change of spatial scale. *Nutrient Cycling in Agro ecosystems* 50 (1–3), 255–264.
- Huszár T. 1998: A talajerosió térképezése magyarországi mintaterületeken térinformatikai módszerekkel. PhD értekezés tézisei. Budapest.
- Isringhausen S. 1997: GIS-gestützte Prognose und Bilanzierung von Feinboden und Nährstoffaustragen in einem Teileinzugsgebiet der oberen Lamme in Südniedersachsen Diplomarbeit, Universität Hannover, 34–42.
- Jadczyzyn J., Stuczyński, T., Szabelak P., Wawer R., Zieliński, M. 2003: History and Current Status of Research and Policies Regarding Soil Erosion in Poland. R. Francaviglia (ed.) *Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis. Proceedings from an OECD Expert Meeting, Rome, Italy, March 2003*, pp. 201-210.
- Jakab G., Centeri Cs., Kiss K., Madarász B., Szalai Z. 2013: Erózió és művelés okozta anyagvándorlás szántóföldön. *Talajvédelem* 01/2013, 283–292.

- Jakab, G., Kertész, Á. 2014: Does soil erosion sequesterate soil organic carbon? In: Proceedings of the International conference of „Soil carbon sequestration for climate food security and ecosystem services”. 27-29 May 2013 Reykjavik, Iceland. 233–238.
- Jakab, G., Kiss S. K., Szalai, Z., Zboray A. N., Németh T., Madarász, B. 2014: Soil Organic Carbon Redistribution by Erosion on Arable Fields. In: Hartemink, A., Mcsweeney, K. (eds) Soil Carbon Dordrecht: Springer. 289–296.
- Jakab G., Szabó J., Madarász B., Mészáros E., Szalai Z. 2014: Az erózió által mozgatott szén szerepe a szénkörforgalomban. In: Jakab G.–Szalai Z. (szerk) 2014: Talajpusztulás Térben és Időben Bp. MTA CSFK FTI. 9–17.
- Jakab G., Szalai Z. 2005: Barnaföld erózióérzékenységeinek vizsgálata esőztetéssel a tetves-patak vízgyűjtőjén. Tájékológiai Lapok 3 (1): 177–189.
- Jakucs L. 1989: Csongrád megye homoktalajainak természetföldrajzi tájelenzése. In: A szélerózió elleni védekezés lehetőségeinek, módszereinek feltárása Csongrád megye homokterületein (szerk: Zentay T.). MTA Szeged Committee. 7–30.
- Jolánkai G. 1982: Tapasztalatok a nem pontszerű terhelések modellezésével kapcsolatban a Balaton vízgyűjtőjén. VITUKI Közlemények 36. 148–156.
- Jolánkai G. 1984: Talajerózióból és bemosódásból származó tápanyagterhelés vizsgálata – VITUKI, Budapest.
- Jolánkai G. 1984: An Approach to Solve the "Missing Link" Problem of Non-point Source Pollution Modelling. Proc. UNESCO MAB-5 Workshop on Land Use Impacts on Aquatic Systems, Budapest, 10-14 October, 271-284.
- Jolánkai, G. 1986: Non point Source pollution modelling results for an agricultural watershed in Hungary. Landuse impacts on aquatic ecosystems, UNESCO/MAB Publ., Piren/CNRS. Proceedings of the Toulouse workshop.
- Jordan, Gy., Van Rompaey A., Szilassi P., Csillag G., Mannaerts C. Woldai T. 2005: Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balaton basin (Hungary) Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 108, Issue 2, 119–133.
- Junran L., G.S. Okin, H.E. Epstein 2009: Effects of enhanced wind erosion on surface soil texture and characteristics of windblown sediments Journal of Geophysical Research-Biogeosciences, 2009. Volume 114, Issue G2.
- Kádár I. 1998: Kármentesítési kézikönyv II.: A szennyezett talajok vizsgálatáról Környezetvédelmi Minisztérium 1998. p.151.
- Karácsony J. 1992. A szélerózió elleni védekezés fizikai alapjai. Kandidátusi értekezés. Gödöllő, p. 117.
- Karászi K. 1984: A Velencei-tó rekreációja. Vízügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató, Budapest, 1984. p.145.
- Karlen D., L., Ditzlerb C., A., Andrews S., S. 2003: Soil quality: why and how? Geoderma 114: 145–156.
- Kazó B. 1966: A talajok vízgazdálkodási tulajdonságainak meghatározása mesterséges esőztető készülékkel. Agrokémia és Talajtan 15/2. 239–252.
- Kazó B. 1967: Új módszer a talajpusztulás térképezésre mesterséges esőztetés útján. Földrajzi értesítő 16/3. 375–386.
- Kemper W. D., Rosenau R. C. 1986: Aggregate stability and size distribution. In A. Klute (ed.) Methods of soil analysis. Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA, Madison, 425–442.
- Kerényi A. 1991: Talajerózió. Térképezés, laboratóriumi és szabadföldi kísérletek. Akadémiai Kiadó. Budapest. p. 219.
- Kerényi, A., Szabó, Gy. 1997: The role of morphology in environmental pollution Zeitschrift für Geomorphologie 1997 Aug. Bd. 110. 197–206.

- Kertész Á. 1992: A természetföldrajz korszerű kutatási módszerei az MTA FKI-ban. Kísérletek, mérések terepen - folyamatvizsgálatok - modellezés, számítógépes módszerek Földrajzi Értesítő XLI. évf 1992.1-4. füzet. 83-90.
- Kertész Á. 1995: Soil erosion in Lake Balaton Catchment. MEDALUS Paper No 69, London. 13 p.
- Kertész Á. 2004: Soil erosion and mass movement processes on the loess covered areas of Hungary. Földrajzi Értesítő 53. (1-2.) 13–20.
- Kertész, Á., Centeri, CS. 2006: Soil Erosion in Hungary. In: BOARDMAN, J. & POESEN, J. (eds.): Soil Erosion in Europe. Wiley. Chichester. 139-153.
- Kertész Á., Huszár T. 1996: Talajerózióbecslés az USLE és az EPIC modellek alkalmazásával – összehasonlítás. In: A termőföld védelme (135 p.) OMÉK '96 Kísérő rendezvény – Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Gödöllő. 57–65.
- Kertész Á., Huszár T., Tóth A. 2000: Soil Erosion Assessment and Modelling. In: Physicogeographical Research in Hungary (ed.:Kertész Á. Et. al.) Studies in Geographical Research Inst. HAS, Budapest. 63–74.
- Kertész Á., Márkus B., Mezősi G. 1989: Mikroszámítógépes földrajzi információs rendszerek felépítése és néhány alkalmazása. Geod. és Kart. 176-183.
- Kertész Á., Richter G. 1997: Soil loss in the Örvényesi watershed. In: The Balaton project. ESSC Newsletter 1997.2-3. Bedford. European Society for Soil Conservation. 28–29.
- Kertész Á., Richter G., Márkus B. 1997: Field work, experiments and methods. Erotop mapping as a basis for the application on the USLE on watershed scale. In: The Balaton project. ESSC Newsletter 1997. 2-3. Bedford. European Society for Soil Conservation. 22–26.
- Keveiné, B.I., Farsang, A. 2008: Terep- és laborvizsgálati módszerek a természeti földrajzban. JATEPress, Szeged
- Keveiné, B.I., Mezősi G. 1991: Regional differences between wind erosion and wind energy in Great Hungarian Plain. In: Proc. of the International Wind Erosion Workshop (Szerk.: Karácsony J. et al.). Budapest.
- Király M. 1970: A Duna–Tisza közti ültetvények talajvédelme. Doktori értekezés. Budapest.
- Kirkby M. J., 1980: Modeling water erosion processes. In: Kirkby MJ, Morgan RPC (eds) Soil Erosion, Wiley, Chichester, 183–216.
- Kirkby M. J. 2001: From plot to continent: reconciling fine and coarse scale erosion models. 860-870 pgs. In: D.E. Stott, R.H. Mohtar, and G.C. Steinhardt (eds). Sustaining the Global Farm <http://tucson.ars.ag.gov/isco/isco10/table%20of%20contents.pdf>, letöltve 2015.03.30.)
- Kirkby, M. J. 2010: Distance, time and scale in soil erosion processes. Earth Surf. Process. Landforms 35. 1621–1623.
- Kiss A., Primás A., Regös F. 1972: Irányelvek lejtős területek üzemi meliorációs tervezéséhez. OMNI Budapest p.170.
- Kitka G. 2009: Optimális területhasznosítás tervezése kisvízgyűjtő méretarányban az EROSION 3D talajerózióbecslő modell segítségével. PhD Disszertáció, Kézirat SZTE TTIK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék 146 p.
- Kitka G., Farsang A. 2010: Az Erosion 3D modell magyarországi adaptálása és alkalmazhatóságának vizsgálata kisvízgyűjtők tájhasználati tervezésében In: Unger J, Pál-Molnár E (szerk.) Geoszféra 2010. GeoLitera Kiadó 263–307.
- Kitka G., Farsang A., Barta K. 2006: Erosion modelling with E3D to serve of watershed management in the Velence Mountains. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 108: 67–68.
- Kitka G., Farsang A., Barta K. 2006: A talajerózió modellezés a vízgyűjtő menedzsment szolgálatában. In: Kertész Á, Dövényi Z, Kocsis K (szerk.) III. Magyar Földrajzi Konferencia: absztrakt kötet. Budapest, Magyarország, 2006.09.06-2006.09.07.

- Kitka G., Farsang A., Barta K. 2006: Modelling of soil erosion to serve watershed management. In: & (szerk.) AG Bodenerosion und der Kommission VIII Workshop: „Bodenerosion durch Wasser und Wind – Modelle, Gegenmassnahmen und Nachweismöglichkeiten”. Leipzig, Németország, 2006.05.10-2006.05.12. p. 24
- Kitka G., Farsang A., Barta K. 2006: Optimális területhasznosítás tervezése eróziós modellek segítségével kisvízgyűjtőn In: Településrendezés-birtokfejlesztés konferencia: Agárd város, Magyarország, 2006.11.09-2006.11.10.
- Kitka G., Farsang A., Barta K. 2008: Talajeróziós scenáriók a kisvízgyűjtők tájhasználati tervezésében. IV. Magyar Földrajzi Konferencia. Debrecen, 2008. november 14-15. 25–33.
- Kitka G., Farsang A., Barta K. 2008: A jelen talajeróziós folyamatok sebességének vizsgálata korábbi területhasználati scenáriók függvényében. Esettanulmány egy mezőgazdasági hasznosítás alatt álló kisvízgyűjtőn. In: Recens geomorfológiai folyamatok sebessége Magyarországon (szerk: Kiss T., Mezősi G.) SzEK-JGyFK Szeged. 97–108.
- Knisel W. G. 1980: A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management system. USDA Conservation Research report 26.
- Konvickova, M. et al. 1992: Soil erosion in Czech Republic (Problems, concerns and needs). In: Proc. Soil Erosion Prevention and Remediation Workshop, Vol. 1., Budapest, Hungary. 64.
- Kovács Á., Clement A. 2008: Diffúz szennyezés modellezése vízgyűjtő léptékben: ettanulmány tapasztalatok. Kézirat, BME VKKT. www.vkkt.bme.hu/feltoltesek/2011/01/non_point2.doc
- Kovács Á., Honti M., Clement A. 2006: Mezőgazdasági és városi területekről származó diffúz tápanyagterhelés meghatározása in. Vállalkozási szerződés a Vízkormányterület végrehajtásának elősegítésére II. fázis. www.vizeink.hu/files/302mell.pdf (letöltés: 2015. április 10.)
- Kovács Á., Honti M., Zessner M., Eder A., Clement A., Blöschl G. 2012: Identification of phosphorus emission hotspots in agricultural catchments. *Sci Total Environ.* 2012 Sep 1; 433 (4): 74–88.
- Kovács F. 2006: Tájváltozások értékelése geoinformatikai módszerekkel a Duna–Tisza közén különös tekintettel a szárazodás problémájára. PhD értekezés. p. 106.
- Kuntze, H., Beinhauer, R., Tetzla, G., 1990: Quantification of soil erosion by wind, I. Final Report of the BMFT project. Project No. 0339058 A, B, C. Institute of Meteorology and Climatology, University of Hannover, Germany (in German)
- Kuron, H. 1953: Bodenerosion und Nährstoffprofil. *Mitteil. Aus d. Inst. F. Raumforschung*, H. 20, Bonn-Bad Godesberg, 73–91.
- Lal R. 1994: Sustainable land use systems and soil resilience. In: *Soil Resilience and Sustainable Land Use.* (Eds.: Greenland, D. J., Szabolcs, I.) CAB International. Wallingford, U. K. 41–67.
- Lal R. 2005: Soil erosion and carbon dynamics. *Soil & Tillage Research* 81. 137–142.
- Lane L.J. , Nearing M.A. 1989: USDA-Water Erosion Prediction Project (WEPP): hillslope profile version. Profile model documentation. NSERL Report 2. West Lafayette, USDA-ARS, p. 269.
- Larney, F. J., Bullock, M. S., Janzen, H. H., Ellert, B. H., Olson, E. C. S. 1997: Soil nutrient redistribution by winderosion. Research Factsheets CSQ05 Soil Quality Program, provided by CAESA
- Larney, F. J., Bullock, M. S., Janzen, H. H., Ellert, B. H., Olson, E. C. S. 1998: Wind erosion effects on nutrient redistribution and soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation.* 53 (2). 133–140.
- Láng I., Csete L., Jolánkai M. (szerk.) 2007: A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. A VAHAVA jelentés. Szaktudás, Budapest.
- László P., Rajkai K. 2003: A talajerózió modellezése. *Szemle. Agrokémia és talajtan* 52. 3–4. 427–442.

- Le Bissonais, Y., Benkhadra, H., Chaplot, V., Fox, D., King, D., Daroussin, J. 1998: Crusting, runoff and sheet erosion on silty loamy soils at various scales and up scaling from m² to small catchments. *Soil and Tillage Research* 46, 69–80.
- Lemunyon, I.L. , and R.G. Gilbert. 1993: Concept and need for a phosphorus assessment tool. I. *Prod. Agric.* 6: 483–486.
- Leser, H., Meier-Zielinski, S., Prasuhn, V., Seiberth, C. 2002: Soil erosion in catchment areas of Northwestern Switzerland. methodological conclusions from a 25-year research program. *Zeitschrift für Geomorphologie* 46, 35–60.
- Leys, J., McTainsh, G. 1994: Soil loss and nutrient decline by wind erosion – cause for concern. *Australian Journal of Soil and Water Conservation*. 7 (3). 30–35.
- Leys, J.F., Raupach, M.R. 1991: Soil flux measurements using a portable wind erosion tunnel. *Australian Journal of Soil Research* 29, 533–552.
- Lindsay, W.L., Norvell, W.A. 1969: Development of a DTPA micronutrient soil test. *Agronomy Abstracts* 69, 84.
- Liu, L.Y., Shi, P.J., Zou, X.Y., Gao, S.Y., Erdon, H., Yan, P., Li, X.Y., Dong, Z. B., Wang, J.H. 2003: Short-term dynamics of wind erosion of three newly cultivated grassland soils in Northern China, *Geoderma*, 115., 55–64.
- Livingstone, I., Warren, A. 1996: *Aeolian geomorphology: an introduction*. Addison-Wesley Longman, Harlow, p. 211.
- Lóki J. 1994: Mezőgazdaság-központú természetföldrajzi vizsgálatok a Duna-Tisza köze É-i felének példáján. Kandidátusi értekezés. Debrecen. p. 199.
- Lóki J. 2000: The study of wind erosion on different soil by wind tunnel. In: *Anthropogenic aspects of landscape transformations 1. Proceeding of Hungarian-Polish Symposium*. (Ed.: Lóki J. & Szabó J.) Debrecen. 37–44.
- Lóki J. 2001: A hazai szélrózsiós kutatások matematikai összefüggései. Földrajzi Konferencia, Szeged.
- Lóki J. 2003: A növényzet szélrózsió elleni védőhatásának vizsgálata szélcsatornában, Környezetvédelmi mozaikok, Debrecen. 291-306.
- Lóki J. 2003: A szélrózsió mechanizmusa és magyarországi hatásai. MTA doktori értekezés. Debrecen p. 265.
- Lóki J., Rajkai K., Czyz E.A., Dexter A.R., Diaz-Pereira E., Dumitriu E., Enache R., Fleige H., Horn R., de la Rosa D., Simota C. 2005: SIDASS project - Part 4. Wind erodibility of cultivated soils in north-east Hungary *SOIL & TILLAGE RESEARCH* 82: 39–46.
- Lóki J., Szabó J. 1996: Neuere Windkanaluntersuchungen der Deflationssensibilität von Böden des Ungarischen Tieflandes. *Zeitschrift für Geomorphologie*. 40. Berlin-Stuttgart. 145–159.
- Lóki J., Szabó J. 1997: Az alföldi talajok deflációérzékenységi vizsgálata szélcsatornában. Regionális Agrárkutatási és Vidékfejlesztési Workshop. Kompolt. 73–83.
- Lóki J., Schweitzer F. 2001: Fiatal futóhomokmozgások kormeghatározási kérdései – Duna–Tisza közti régészeti feltárások tükrében –. *Acta Geographica Geologica et Meteorologica Debrecina*. XXXV. 175–183.
- Lübben, S., Rietz, E., Sauerbeck, D. 1993: Tiefenverteilung von Schwermetallen in zwei verschiedenen Böden als Folge langjähriger Klärschlammgaben. *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellschaft* 72. 1375–1378.
- Marsi, Z. et al. 2003: Wind erosion in a marginal mediterranean dryland area: a case study from the Khanasser Valley, Syria. *Earth Surface Processes and Landforms*. 28. 1211–1222.
- Massey, H. F., M. L. Jackson 1952: Selective erosion of soil fertility constituents. *Soil Science Society of America Proceedings* 16: 353–356.

- Maurer T., Herrmann L., Gaiser T., Mounkaila M., Stahr K. 2006: A mobile wind tunnel for wind erosion field measurements. *Journal of Arid Environments* 66. 267–271.
- Máté F. 1974: Eróziós veszélyeztetettség térképezés. In: *Az MTA TAKI 25 éve*. MTA TAKI Bp. pp. 29–32.
- Máté, F., Makó, A., Sisák, I., Szász G. 2009: A magyarországi talajzónák és a klímaváltozás. „KLÍMA-21” Füzetek 56. 36–42.
- Mendez M.J., R. Funk, D.E. Buschiazzi 2011: Field wind erosion measurements with Big Spring Number Eight (BSNE) and Modified Wilson and Cook (MWAC) samplers. *Geomorphology* 129(1–2): 43–48.
- Mezősi G. 1996: The predicted wind erosion rate in the Carpathian Basin. Abs. of the IAG ERC'96. Budapest, p. 86.
- Mezősi G., Bata T., Blanka V. 2014: A talajerózió mértékének változása a modellezett klímaadatok függvényében Magyarországon. http://www.uni-miskolc.hu/~foldrajz/Foldrajzikonferencia/Absztrakt/mezosi_gabor_et_al.pdf
- Mezősi G., Bata T., Meyer B., Blanka V., Ladanyi 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., Bárány Kevei I., Mucsi L., Balogh I. 1993: First results of GIS based geocological mapping. *Acta Geographica Szegediensis* 31. Szeged. 71–82.
- Mezősi G., Richter G. 1991: Az Epic (Erosion-Productivity Impact Calculator) modell tesztelése. *Agrokémia és Talajtan* 1991. 40/3–4. 461–468.
- Mezősi G., Szatmári J. 1996: Széleróziós vizsgálatok a Duna-Tisza közén. In: *A termőföld védelme* (szerk.: Szabó L.). Gödöllő. 24–33.
- Mezősi G., Szatmári J. 1998: Assessment of wind erosion risk on the agricultural area of the southern part of Hungary. *Journal of Hazardous Materials* 61. Amsterdam. 139–153.
- Michael, A. 2000: Anwendung des physikalisch begründeten Erosionsprognosemodells Erosion 2D/3D- empirische Ansätze zur Ableitung der Modellparameter. Ph.D dolgozat, Universität Freiberg.
- Mika J., Ambrózy P., Bartholy J., Nemes CS., Pálvölgyi T. 1995: Az Alföld éghajlatának időbeli változékonysága és változási tendenciái a hazai szakirodalom tükrében. *Vízügyi közlemények* LXXVII.évf. 262–283.
- Mollenhauer K., Müller S., Wohlrab B. 1985: Oberflächenabfluss und Stoff abtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Untersuchungsergebnisse aus dem Einzugsgebiet einer Trinkwassertalsperre. In: *DVWK. Schritten H. 71*. 205–234.
- Morgan R.P.C., Quinton J.N., Rickson R.J. 1992: EUROSEM. Documentation manual. Silsoe College. p.84.
- Movahedan M., Abbasi N., Keramati M. 2012: Wind erosion control of soils using polymeric materials. *Eurasian Journal of Soil Science* 2. 81–86.
- Mucsi L., Szatmári J. 1998: Landscape changes of a blown sand surface on the Great Hungarian Plain. The problems of landscape ecology. III. Warsaw. 215–222.
- Nagy R., Zs. Zsófi, I. Papp, M. Földvári, A. Kerényi, Sz. Szabó 2012: Evaluation of the relationship between soil erosion and the mineral composition of the soil: a case study from a cool climate wine region of Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* Volume 7, 2012 - Number 1. 223–230.
- Nagyvátai J. 1791: A szorgalmas mezei gazda I. Pesten.

- Nádasdi J. 2014: Szél által mozgatott szediment szemcseméret eloszlás és elemösszetétel vizsgálata csernozjom területen. Kézirat, Szakdolgozat SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai anszék.
- Neemann W. 1991: Bestimmung des Bodenerodierbarkeitsfaktors für winderosionsgefährdete Böden Norddeutschlands – Ein Beitrag zur Quantifizierung der Bodenverluste. Geologisches Jahrbuch. 25. Hannover.
- Négyesi G. 2010: Szélerózió-veszélyeztetettséget befolyásoló tényezők vizsgálata alföldi mintaterületeken. PhD értekezés, kézirat, Debreceni Egyetem p.159.
- Németh T., Csathó P., Molnár E. 1994: NP loads from Hungarian agriculture to surface waters. In: Danube Integrated Environmental Study for Hungary. Phase 2. EC PHARE Programme. Eds.: Ijjas I., Bögi K. Senator Consult-RISSAC HAS Budapest
- Németh, T., Stefanovits, P., Várallyay, GY. 1997: Talajvédelem – Országos Talajvédelmi Stratégia Tudományos Háttér. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (felelős kiadó). Budapest.
- Nickling, W.G., C. Neuman, M. 1997: Wind tunnel evaluation of a wedge-shaped aeolian sediment trap; *Geomorphology*, Vol. 18, Issues 3–4, 333–345.
- Novákova J., Krecek J. 2006: Soil erosion and plant succession at clear-cut areas in the Jizera Mountains, Czech Republic. *Ekológia (Bratislava)* Vol. 25, Supplement 3/2006, 259–269
- Novotny, V. 2003: Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management. John Wiley and Sons Inc., Hoboken, New Jersey, USA.
- Olsen, S.R., Dean, L.A. 1965: Phosphorus. In: Black, C.A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis*, part 2. Amer. Soc. Agronomy, Inc., Madison, Wis., 1044–1045.
- Osztoics E., Csathó P., Sárdi K., Sisák I., Magyar M., Osztoics A., Szűcs P. 2004: A mezőgazdasági területekről a felszíni vizekbe kerülő foszforterhelések II. *Agrokémia és Talajtan* Vol. 53. 165–181.
- Pachauri, R.K., Reisinger, A. (szerk.) 2015: IPCC 2007 - Climate Change 2007. Synthesis Report. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm forrás: 2015. október 8.
- Panebianco, J.E., Buschiazzi, D.E., Zobeck, T.M. 2010: Comparison of different mass transport calculation methods for wind erosion quantification purposes. *Earth. Surf. Proc. Land* 35, 1548–1555.
- Patócs I. 1987: Új műtrágyázási irányelvek. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ. Budapest.
- Pietilainen, O.P., S. Rekolainen 1991: Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface water in Finland. *Aqua Fennica*, 21: 127–136.
- Pollet, I. 1995: Meten van windsnelheden en zandtransport in een windtunnel. MSc Thesis, Universiteit Gent, p. 153.
- Pollet, I., Gabriels, D., Cornelis, W. 1998: The catch efficiency of a windblown-sand collector: a wind tunnel study. *Pedologie-Themata* 1998. No. 5., 75–78.
- Pötter, K. M. et. al. 2004: A Watershed-Scale Model for Predicting Nonpoint Pollution Risk in North Carolina. *Environmental Management*. 34. 62–74.
- Puskás I., Farsang A. 2012: A klímaváltozás okozta szárazodás talajtani hatásai dél-alföldi humuszos homok és csernozjom talajokon. In: Rakonczai J, Ladányi Zs, Pál-Molnár E (szerk.) *Sokarcú klímaváltozás*. 63–77.
- Rácz P. 2003: Az Erosion 3D talajeróziós modell paramétereinek előkészítése, Diplomamunka, Gödöllő, Szent István Agrártudományi Egyetem 21–22.
- Rácz P., Bódis K., Farsang A. 2002: Study on the element – movements in the Velence mountains. In: A. Faz, R. Ortiz, A. R. Mermut (ed.) *International symposium on sustainable use and management of soils and semiarid regions*, Murcia, Spanyolország, 2002.09.22-2002.09.26.

- Rekolainen, S. 1989: Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19: 95–107.
- Reth S., Reichstein M., Falge E. 2005: The effect of soil water content, soil temperature, soil pH value and root mass on soil CO₂ efflux. *Plant Soil* 268: 21–33.
- Richter, G., Mezösi G. 1990: Bodenerosion, Winderosion und Bodenfruchtbarkeit – eine quantitative Näherung mit EPIC Model. *ACTA Geographica Szegediensis* 28–30. Szeged. 67–81.
- Riksen M. 2004: Off-site effects of wind erosion on agricultural land in NW Europe. In: Wind erosion and dust dynamics: observations, simulations, modelling (ed.: Goossens, D. and Riksen, M.) ESW Publications, Department of Environmental Sciences, Erosion and Soil and Water Conservation Group, Wageningen University, 103–122.
- Rogers, M. T. 1941: Plant Nutrient Losses by Erosion from a Corn, Wheat, Clover Rotation on Dunmore Silt Loam. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 6. 263–271.
- Romero-Díaz, A., P. Marín-Sanleandro, R. Ortiz-Silla 2012: Loss of soil fertility estimated from sediment trapped in check dams. South-eastern Spain. *Catena* 99. 42–53.
- Rosenkranz, D., Einsele, G., Harreß H. M. 1991: Bodenschutz VI. (Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen. Empfehlungen für die Praxis) Berlin 1–86.
- Rütters S. 2006: Biotopverbund und Abflussretention in der Agrarlandschaft. Modellanalytische Untersuchungen am Beispiel des sächsischen Lösshügellandes. http://www.umwelt.uni-hannover.de/fileadmin/institut/BzrP_Nr87.pdf
- Sankey, J.B., Germino, M. J., Benner, S. G., Glenn, N. F., Hoover, A. N. 2012: Transport of biologically important nutrients by wind in an eroding cold desert, *Aeolian Research*, 7. 17–27.
- Schiettecatte W., Gabriels D., Cornelis W. M., Hofman 2008: Enrichment of Organic Carbon in Sediment Transport by Interrill and Rill Erosion. *Soil Sci. Soc. Of Am. Journal* Vol. 72. No. 1. p. 50–55.
- Schmidt, J. 1996: Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen, *Berliner Geogr. Abhandlung*
- Schmidt, J., von Werner, M.; Michael, A., Schmidt, W. 1996: Erosion-2D/3D: Erosion-2D/3D: Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. (A computer model simulating soil erosion due to water). Dresden/Freiberg, Saxon State Agency for Agriculture/Saxon State Office for the Environment and Geology, 240 p.
- Schmidt, J., Werner, M. V., Michael, A. 1999: Application of the EROSION 3D model to the CATSOP watershed, The Netherlands. *Catena* 37. 449–456.
- Schoumans, O.F., W.J. Chardon 2003: Risk assessment methodologies for predicting phosphorus losses. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 403–408.
- Seidel N., Weigert A. 2006: Impact of Landuse on Runoff and Erosion in the Weisseritz catchment – Soil and Water Conservation Unit TU Bergakademie Freiberg – BMBF – Verbundprojekt <http://www.webjschmidt.de/Workshop%202005/Impact%20of%20landuse%20on%20runoff%20and%20erosion.pdf>
- Shao, Y., McTainsh, G.H., Leys, J.F., Raupach, M.R. 1993: Efficiencies of sediment samplers for wind erosion measurement. *Australian Journal of Soil Research* 31, 519–532.
- Sharpley A. N. 1985: Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall soil slope and management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1010–1015.
- Sharpley A.N. 1995: Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 24. 947–951.
- Sharpley, A. N., McDowell, R., Weld, J.L., Kleinmann, P. 2001: Assessing Site Vulnerability to Phosphorus Loss in an Agricultural Watershed. *J. Environ. Qual.* 30. 2026–2036.

- Sharpley, A.N., Menzel, R.G. 1987: The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Adv. Agron.* 41. 297–324.
- Sharpley, A.N., R.V. Smith 1989: Prediction of soluble phosphorus transport in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 18: 313–316.
- Sharpley, A.N., S.J. Smith, O.R. Jones, W.A. Berg, G.A. Coleman 1992: The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 21: 30–35.
- Sharpley A.N., S. C. Chapra, R. Wedepohl, I. T. Sims, T. C. Daniel, K. R. Reddy 1994: Managing Agricultural Phosphorus for Protection of Surface Waters. *J. Environ. Qual.* 23: 437–451.
- Sharpley, A.N., J.K. Syers 1976. Phosphorus transport in surface run-off as influenced by fertilizer and grazing cattle. *N. Z. J. Sci.* 19:277–282.
- Sharpley, A.N., J.R. Williams (szerk.) 1990: EPIC – Erosion/productivity impact calculator. Model documentation. In: USDA Technical Bulletin, 1768. (1990)
- Sisák I. (szerk.) 2013: Proceedings of International Conference on Realistic Expectations for Improving European Waters. Final Conference of COST Action 869 „Mitigation Options for Nutrient Reduction in Surface and Ground Waters”
- Sisák I., Máté F. 1993: A foszfor mozgása a Balaton vízgyűjtőjén. *Agrokémia és Talajtan* Tom. 42, No. 3-4. 257–269.
- Sisák, I., Máté F., Bámer B., Szász G. 2007: A csapadék eróziós potenciáljának becslése a Balaton vízgyűjtőjén és lehetséges változása a globális felmelegedés következtében. XLIX. Georgikon Napok. Keszthely, 2007. ISBN-978-963-9639-22-5
- Sisák I., P. Strauss, E. Azazoglu, P. Szűcs 2002: Rainfall simulation experiments to develop an environmental soil P test. 17th World Congress of Soil Science. Transactions. Paper no 1691. pp. 7. 14-21 August 2002, Bangkok, Thailand
- Sisák I., Szabó K., Szabó J. 2007: Eróziós alkalmazás fejlesztése ESRI ArcIMS felületre. ESRI Magyarország Felhasználói Konferencia. 2007. október 25. Budapest CD kiadvány
- Smith, D. D. 1941: Interpretation of soil conservation data for field use. *Agr. Eng.* 22. 173–175.
- Smith, D. D., Whitt, D. M. 1948: Evaluating soil losses from field areas. *Agr. Eng.* 29. 349–396.
- Smith J. 1996: Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter, landwirtschaftlicher Nutzflächen. *Berliner Geographische Abhandlungen* 61, Berlin, Institut für Geographische Wissenschaften, p. 148.
- Smith, S.V., Renwick, W.H., Buddemeier, R.W., Crossland, C.J. 2001: Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Glob. Biogeochem. Cycles* 15, 697–707.
- Somlyódy L., Jolánkai G. 1986: Nutrient loads. In: L. Somlyódy, G. van Straten (szerk.): *Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication*. Springer-Verlag, Berlin. 125-156.
- Sow, M., Goossens, D., Rajot, J. L. 2006: Calibration of the MDCO dust collector and of four versions of the inverted frisbee dust deposition sampler *Geomorphology* vol. 82 issue 3-4. 360-375.
- Sóki E. 2015: A talaj felvehető foszfor- és káliumtartalmának változása a szélerózió következtében. Kézirat, Szakdolgozat SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék
- Stallard, R. F. 1998: Terrestrial sedimentation and carbon cycle: coupling weathering and erosion to carbon burial. *Glob. Biogeochem. Cycles* 12, 231–257.
- Stamm, C., R. Gachter, H. Fluhler, J. Leuenberger, H. Wunderli 1997: Phosphorus inputs to a brook through tile-drains and under grass-lands. In H. Tunney et al. (ed.) *Phosphorus losses from soil to water*. CAB Int., Wallingford, UK. 372–373.

- Stefanovits, P., Várallyay Gy. 1992: State and management of soil erosion in Hungary. In: Proceedings of the Soil Erosion and Remediation Workshop. US – Central and Eastern European Agro-Environmental Program. 79–95.
- Stefanovits P. 1999: A talaj degradáció, a talajromlás. In: Stefanovits P. (szerk.): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 321–346.
- Stefanovits, P., Filep, Gy., Fülek, Gy. 2010: Talajtan, Mezőgazda kiadó, Budapest
- Sterk, G. 1993: Description and calibration of sediment samplers, Sahelian Wind Erosion Research Project, Report III. Department of Irrigation and Soil and Water Conservation, Wageningen Agricultural University, p. 31.
- Sterk, G., Herrmann, L., Battono, A. 1996: Wind-blown nutrient transport and soil productivity changes in Southwest Niger, Land degradation & development, 7. 325–335.
- Sterk, G., Raats, P.C. 1996: Comparison of models describing the vertical distribution of wind-eroded sediment. Soil Science Society of America Journal 60.
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourrier, H., Poix, N., Schwartz, C. 2006: Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. Geoderma 136, 912–929.
- Strauss W. 1975: Industrial gas cleaning: principles and practice of the control of gaseous and particulate emission. International Series in Chemical Engineering, Pergamon Press Inc., Elmsford, Volume 8.,
- Szabó J., Lóki J., Tóth Cs., Szabó G. 2007: Természeti veszélyek Magyarországon. Földrajzi Értesítő 2007. LVI. évf. 1–2. füzet, 15–37.
- Szabó L. (szerk.) 1998: Növénytermesztés és a környezet. Tan-Grafix Kiadó, Budapest. p. 381.
- Szatmári J. 1997: Evaluation of wind erosion risk on the SE part of Hungary. Acta Geographica Szegediensis. XXXVI. 121–135.
- Szatmári J. 2005: The evaluation of wind erosion hazard for the area of the Danube-Tisza Interfluvium using the Revised Wind Erosion Equation. Acta Geographica Szegediensis. XXXVIII. 84–93.
- Szatmári, J. 2006: Geoinformatikai módszerek és folyamatmodellek alkalmazása a szélrózsiás vizsgálatokban, Doktori (PhD) értekezés tézisei. Kézirat. Szegedi Tudományegyetem p. 112
- Szatmári J. 2008: Homokmozgás mérése mikrofonos szemcsebecsapódás-számlálóval. Földrajzi tanulmányok Vol. 2. 195–204.
- Szilassi P., Jordan, Gy. Van Rompaey A., Csillag G. 2006: Impacts of historical land use changes on erosion and agricultural soil properties in the Kali Basin at Lake Balaton, Hungary CATENA, 68. 2006. 98–108.
- Szatmári, G. 2013: High-resolution mapping of soil organic matter content based on Regression Kriging in a study area endangered by erosion in Hungary. In: HORVÁTH, J. et al. (Eds.): XVI. Congress of Hungarian Geomathematics and V. Congress of Croatian and Hungarian Geomathematics: Abstract and Program Book. Hungarian Geological Society. Mórahalom. 76–79.
- Szatmári, G., Barta, K. 2012: Az erózió, az erózió-veszélyeztetettség és a területhasznosítás kapcsolata mezőföldi területen. Agrokémia és Talajtan. 61. 41–56.
- Szatmári, G., Barta, K. 2013: Csernozjom talajok szervesanyag-tartalmának digitális térképezése erózióval veszélyeztetett mezőföldi területen. Agrokémia és Talajtan. 62. 47–60.
- Szépszó G. 2008: Regional change of extreme characteristics over Hungary based on different regional climate models of the PRUDENCE project. Időjárás 112. 3–4. 265–284.
- Szépszó G., Bartholy J., Csima G., Horányi A., Hunyady A., Pieczka I., Pongrácz R., Torma Cs. 2008: Validation of different regional climate models over the Carpathian Basin. – EMS8/ECAC7 Abstracts 5, EMS2008-A-00645.

- Szűcs P. 2012: Az erózió léptékfüggése. PhD disszertáció, Keszthely Pannon Egyetem Növénytermesztés és Kertészeti tudományok Doktori iskolája.
- Tamás, J. 1992: Potenciálisan toxikus nehézfémkészlet változása szennyvíziszapokkal kezelt talajokon. Kandidátusi Értekezés, Kézirat. MTA Budapest.
- Tamene L., P.L.G. Vlek 2007: Assessing the potential of changing land use for reducing soil erosion and sediment yield of catchments: a case study in the highlands of northern Ethiopia. *Soil Use and Management* 2007. 23. 82–91.
- Tatarko, J., Hagen, L.J., Skidmore, E.L., Armbrust, D.V. 1995: Application of WEPS to croplands. In: *Wind Erosion Prediction System Technical Description. WEPP/WEPS Symposium*, Soil and Water Conservation Society.
- Tatárvári, K., Négyesi, G. 2013: Néhány Duna-Tisza közti talaj szélerózió hatására bekövetkező tápelem vesztesége szélcsatorna kísérletek alapján, *Agrokémia és Talajtan*, 62., No. 2., 285–298.
- Thyll, Sz. (szerk.) 1992: Talajvédelem és vízrendezés dombvidéken. Mezőgazda Kiadó. Budapest. p. 350.
- Torrent, J., Barberis, E., Gil-Sotres, F. 2007: Agriculture as a source of phosphorus for eutrophication in southern Europe. *Soil use and Manage.* 23. 25–35.
- Torri, D., Regues Munoz, D., Pellegrini, S., Bazzoffi, P. 1999: Within-Storm Soil Surface Dynamics and Erosive Effects of rainstorms, *Catena*, 32(8), 131–150.
- Tóth A., Szalai Z., Jakab G., Kertész Á., Bádonyi K., Mészáros E. 2001: Talajpusztulás modellezése MEDRUSH modell alkalmazásával. *Földrajzi Értesítő* 50//1-4. 127–136.
- Tóth, J.A., Lajtha K., Kotrocó, Zs., Krakomperger, Zs., Caldwell, B., Bowden, R., Papp, M. 2009: A klímaváltozás hatása az elhalt szerves anyag lebontási folyamataira. „Klíma-21” Füzetek. 56. szám, 57–66.
- Toy, T.J., Foster, G.R., Renard, K.G. 2002: *Soil Erosion: Processes, Prediction, Measurement, and Control*. New York: John Wiley and Sons, 338 p.
- Ulen B, Aronsson H, Bechmann M, Krogstad T, Oygarden L, Stenberg M. 2010: Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects: A Scandinavian review. *Soil Use and Management* 26: 94–107.
- Unterseher E., Ceaser R., Hölscher T.H., Müller-Samann K. 2006: Anwendung des Modells „EROSION-3D” in badischen Lössgebieten. <http://www.zalf.de/dbg/bodenerosion/unterseherDBG2006.pdf>
- Van Donk, S. J., Skidmore, E. L. 2001: Field experience and evaluating wind erosion models. *Annals of Arid Zone*. 40 (3). 281–302.
- Van Oost K., Verstraeten G., Van Rompaey A., Govers G., Poesen J. 2002: Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use and Management*, 18, 386–394.
- Van Pelt, R.S., Peters, P., Visser, S. 2009: Laboratory wind tunnel testing of three commonly used saltation impact sensors; *Aeolian Research*, Volume 1, Issues 1–2, 55–62.
- Van Rompaey A.J.J., Krasa J., Dostal T., Govers G. 2003: Modelling sediment supply to rivers in Eastern Europe during and after the collectivisation period. *Hydrobiologia* 494 (1-3).
- Von Werner M. 2003: *Erosion 3D Version 3.1.1, Benutzerhandbuch*, Geognostics Software, Berlin p. 86.
- Várallyay Gy. 2003: A talaj környezeti érzékenysége értékelése. *Tájökológiai Lapok* 1:(1) 45–62.
- Várallyay Gy. 2004: Talajdegradációs folyamatok és a talaj szélsőséges vízgazdálkodása, mint környezeti probléma a Kárpát-medencében. In: Faragó Tibor (szerk.) *A fenntartható fejlődés indikátorai és a magyarországi változások az EU indikátorok tükrében*. 81 p. Budapest:

- Környezetvédelmi Minisztérium,(Fenntartható fejlődés: társadalom, gazdaság, környezet) (ISBN:963-85511-1-9)
- Várallyay Gy. 2005: Magyarország talajainak vízraktározó képessége. *Agrokémia és Talajtan* 54. 5–24.
- Várallyay Gy. 2010: The impact of climate change on soils and on their water management. *Agronomy Research* 8: (Spec.Iss.II) 385–396.
- Várallyay Gy. 2011: Soil degradation processes and extreme soil moisture events as environmental problems in the Carpathian Basin. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment* 3: 35–44.
- Várallyay Gy. 2011: Sensitivity and vulnerability of soils to climate change. In: *Future of European Waters*. Budapest, Magyarország, 2011.03.24-2011.03.25. Hungarian Academy of Sciences.
- Várallyay Gy., Csathó P., Németh T. 2005: Az agrártermelés környezetvédelmi vonatkozásai Magyarországon. In: Kovács G., Csathó P. (szerk.): *A magyar mezőgazdaság elemforgalma 1901 és 2003 között. Agronómiai és környezetvédelmi tanulságok*. MTA TAKI Budapest. 155–188.
- Várallyay Gy., Dezsény, Z. 1979: Hydrophysical studies for the characterisation and prognosis of soil erosion processes in Hungary. - ISHS Symposium, Canberra. Publ. No. 128.
- Verőné W. M. 1996: Távérzékelés alkalmazása talajeróziós becslésekben pázmándi mintaterületen. *Agrokémia és Talajtan*. 45. 31–44.
- Veum K.S., K.W. Goyne, P.P. Motavalli, R.P. Udawatta 2009: Runoff and dissolved organic carbon loss from a paired-watershed study of three adjacent agricultural Watersheds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130. 115–122.
- Weidinger T., Bartholy J., Matyasovszky I. 2000: A globális éghajlatváltozás lokális hatásainak vizsgálata hazánkban. *Földrajzi Közlemények*, 75–92.
- White, B.R. 1982: Two-phase measurements of saltating turbulent boundary layer flow. *International Journal of Multiphase. Flow* 5, 459–473.
- Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Allen, C.D. 2003: Ecohydrology of a resource — conserving semiarid woodland: effects of scale and disturbance. *Ecological Monographs* 73, 223–239.
- Williams J.R., Dyke P.T., Jones C.A. 1983: EPIC: a model for assessing the effects of soil erosion on soil productivity. In: Laurenroth WK et al. (eds) *Analysis of ecological systems. State-of-the-Art in Ecological Modeling*. 555–572.
- Wischmeier, W.H., Smith D.D. 1958: Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Trans. Am. Geophys. Union*. 39. 285–291.
- Wischmeier, W.H., Smith D.D. 1978: Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. USDA Agriculture Handbook No. 537. U.S. Government Printing Office. Washington, D. C.
- Woodruff N.P., Siddoway F.H. 1965: A wind erosion equation. *Soil Science Society of America, Proceedings* 29. 602–608.
- Young R.A., Onstad C.A., Bosch D.D., Anderson W.P. 1994: Agricultural Non-Point –source Pollution Modell (AGNPS). User Manuel, USDA, Agricultural Research Service, Washington. V4-03.
- Zaimes G.N., R.C. Schultz 2002: Phosphorus in Agricultural Watersheds A Literature Review. Department of Forestry, Iowa State University, Ames, Iowa. p. 104.
- Zentay T. 1989: Csongrád megye homokterületeinek agrogeológiai értékelése, talajjavítási lehetőségek. In: *A szélrózsió elleni védekezés lehetőségeinek, módszereinek feltárása Csongrád megye homokterületein* (szerk: Zentay T.). MTA Szeged Committee. 31–76.
- Zhang, X., N.A. Drake, J. Wainwright 2004: Scaling Issues in Environmental Modeling. In: J. Wainwright, M. Mulligan. *Environmental Modeling (Eds) Finding Simplicity in Complexity*. 2004. John Wiley & Sons, Ltd. 319–334.
- Zingg, A.W. 1940: Degree and length of slope as it affects soil loss in runoff. *Agr. Eng.* 21. 9–64.

- Zingg, A.W. 1953: Wind tunnel Studies of the movement of sedimentary material. Proceedings 5th Hydraulic Conference Bulletin 34, 111–135.
- Zobeck, T., Fryrear, D.W. 1986: Chemical and Physical characteristic of windblown sediment. Transaction of the ASAE. 29. 1037–1041.
- Zobeck, T., Fryrear, D.W., Petit, R.D. 1989: Management effects on wind-eroded sediment and plant nutrients. Journal of Soil & Water Conservation. 44. 160–163.
- Zobeck, T.M., Parker, N.C., Haskell, S., Guoding, K. 2000: Scaling up from field to region for wind erosion prediction using a field-scale wind erosion model and GIS. Agriculture, Ecosystems & Environment 82(1-3). 247–259.
- Zobeck, T.M., Sterk, G., Funk, R., Rajot, J.L., Stout, J.E., Van Pelt, R.S. 2003: Measurement and data analysis methods for field-scale wind erosion studies and model validation. Earth Surface Processes and Landforms 28 (11). 1163–1188.

Egyéb forrás:

- Erosion 3D, Ver. 3.1.1., 2006 © 2006 Geognostics Software (CD) GeoGnostics, www.bodenerosion.com
- FAO–UNEP–UNESCO, 1979. A Provisional Methodology for Soil Degradation Assessment.FAO. Rome.
- <http://www.web-jschmidt.de/WorkshopRepublic.pdf>
- MSZ 1397:1998 „Lejtős területek vízerózió elleni védelme. Általános irányelvek” c. Magyar Szabvány
- MSZ-08-0205:1978 „A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata” c. Magyar Szabvány
- MSZ 08-0458:1980 „A talaj összes nitrogéntartalmának meghatározása” c. Magyar Szabvány
- MSZ 21470/2:1981 „Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajminta előkészítése, nedvességtartalom, elektromos vezetés és pH meghatározása” c. Magyar Szabvány
- MSZ 08-0206-2:1978 „A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata.” c. Magyar Szabvány
- Nemzeti Jelentés 2005: Az Európai Parlament és Tanács 2000/60/EK sz.„Az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a víz politika területén” c. irányelvben 2005. március 22.-ei határidővel előírt Jelentés a Duna vízgyűjtőkerület magyarországi területének jellemzőiről, az emberi tevékenységek környezeti hatásairól és a vízhasználatok gazdasági elemzéséről http://www.euvki.hu/docs/jel_2005/VKI_JELENTES_HU_2005.pdf (letöltve 2015. április 10.)
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft: http://www.smul.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/lfl/inhalt/10182_10239.htm; http://www.smul.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/lfl/inhalt/6764_6765.htm
- 221/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet a vízgyűjtő-gazdálkodás egyes szabályairól (forrás: [http://www.dvcsh.hu/letoltheto/_219-2004_\(vii_21\)_korm_rendelet.pdf](http://www.dvcsh.hu/letoltheto/_219-2004_(vii_21)_korm_rendelet.pdf), 2015. 10.29.)
- 2000/60/EK AZ EURÓPAI PARLAMENT ÉS A TANÁCS IRÁNYELVE
2000. október 23-i a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról (forrás: http://www.kvvm.hu/cimg/documents/VKI_en_hu_hivatalos_20040901_1_1.pdf, 2015. október 8.)

Köszönetnyilvánítás

Minden teljesítmény sokak hozzájárulásával születik. Disszertációm elkészültéhez, a kutatás folyamatához is számtalan ember adott ihletet, szakmai és lelki támogatást.

Hálával tartozom Szüleimnek, néhai Pálinkás Rozáliának és Farsang Andrásnak, akik mindenben támogattak, s életük minden mozzanata a mércét jelenthette számomra. Köszönöm, hogy olyan példát mutattak, mely követendő és meghatározó elem lett kutatói és magánéletemben egyaránt. E munkát, a benne összefoglalt eredményeket az ő emléküknak ajánlom.

Nagyon köszönöm családomnak, Tivadarnak, Orsinak, Marcinak és Borcsának a szerető, támogató környezetet, a türelmet, s hogy vannak nekem! Köszönöm nővérem és családja szerető támogatását.

Köszönettel tartozom Prof. Mezősi Gábornak szakmai tanácsaiért, s a nyugodt kutatómunkához nélkülözhetetlen stabil tanszéki környezetért. Köszönöm Dr. Keveiné Prof. Bárány Ilonának, hogy elindított a kutatói pályán, s hogy nem csak szakmai, hanem baráti beszélgetéseinkre is nyitott volt. Külön köszönöm Dr. Barta Károly, Dr. Szatmári József, Prof. Rakonczi János kollégáimnak, barátaimnak a sok közös munkát, az egymást segítő szakmai és emberi együttműködést!



Köszönöm Prof. Dr. Volker Albrechtnek, a Johann Wolfgang Goethe Egyetem (Frankfurt am Main) professzorának, hogy egyetemi pályafutásom indítását segítette. Köszönöm Prof. Dr. K.-H. Pfeffernek, a tübingeni Eberhard Karls Egyetem professzorának, hogy a legmodernebb talajvizsgáló módszereket laboratóriumukban elsajátíthattam. Prof. Dr. Peter Germannak, a Berni Egyetem professzorának talajtani ismereteim bővítését, valamint Prof. Dr. Rainer Duttmannak a kiel Christian Albrechts Egyetem professzorának a víz- és szélrózsa méréseivel és modellezésével kapcsolatos tanácsait, s a terepi szélcsatorna rendelkezésemre bocsátását. Köszönöm Prof. Stefanovits Pálnak, Prof. Várallyay Györgynek, Dr. Fülek Györgynek, valamint a gödöllői Szent István Egyetem Talajtani és Agrokémiai Tanszék munkatársainak, hogy elősegítették talajtani tanulmányaimat. Köszönöm Prof. Lóki Józsefnek, hogy a Debreceni Egyetem szélcsatorna laboratóriumát rendelkezésemre bocsátotta, s a szélcsatorna kísérletek során tett első lépéseimet irányította.

Köszönöm minden eddigi hallgatónak, szakdolgozónak, jelenlegi és volt PhD hallgatónak a kérdéseiket, melyek engem is fejlesztettek, s előre lendítettek. Külön köszönöm Dr. Kitka Gergelynek az eróziómodellezésben és a térinformatikai adatfeldolgozásban nyújtott segítségét, Borcsik Zoltánnak és Dr. Oroszi Viktornak a Lajvérpatak vízgyűjtőjén végzett terepi és laborvizsgálatokban, Pető Mihálynak a WAST csapdázó fejlesztésében, Bartus Máténak és Gál Norbertnek a szélcsatorna kísérletekben, férjemnek, Prof. M. Tóth Tivadarnak az adatok statisztikai kiértékelésében és a dolgozat javításában, valamint Csató Szilviának az ábrák elkészítésében nyújtott segítségét. Köszönöm néhai Fábián Tamásnak a fáradhatatlan és megbízható terepi munkáját, barátságát. Köszönöm Dr.

Szolnoki Zsuzsának, Dr. Puskás Irénnek, Fekete Istvánnak és Tápai Ibolyának, hogy a támogató szakmai környezetemhez tartoznak, tartoztak. S nem utolsó sorban köszönöm minden szerzőtársamnak, akiktől sokat tanulhattam a közös munka során.

A fenti eredmények több kutatási projektben végzett összehangolt csapatmunka eredményeként jöhettek létre. A terepi és laboratóriumi vizsgálatok az FKFP (No. 0202/2001. *“Talaj tápanyagforgalmának modellezése mintaterületen”*), az OTKA (F/11 037552, 1996-2000, *“Rendszeres környezetterhelés talajra gyakorolt hatásának elemzése mintaterületen”*), az OTKA F 37552 (*Talaj tápanyag- és toxikus elemtartalom horizontális átrendeződési törvényszerűségeinek vizsgálata mintavízgyűjtőn*, 2002-05), az OTKA K 69256 (*Víz- és szélerózió által okozott tápanyag veszteség mérése és modellezése csernozjom területeken*, 2008-2013), az OTKA IN 83207 (*Szélerózió okozta tápanyag veszteség mérése és modellezése csernozjom talajokon*, 2010-13) támogatásokkal valósultak meg. A kutatás során felmerült további kérdések megválaszolására az OTKA K-116981 *„Különböző talajtípusok defláció érzékenységeinek in situ szélcsatorna kísérletekre alapozott vizsgálata, on-site és off-site hatások”* (2015-19) című kutatás keretében nyílt és nyílik lehetőségünk.

MELLÉKLETEK

1. melléklet Mintaparcella talajának kémhatása, humusz és tápanyagtartalma, Ciburka-vízgyűjtő 2001. március (A-F lejtőkön 1-12 mintavételi pontok)

Minta jele	pH	K _A	Humusz %	N mg/kg	P mg/kg	K mg/kg	Na mg/kg	Mg mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Fe mg/kg	Mo mg/kg	B mg/kg	Al mg/kg	Cd mg/kg	Co mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg
A1	7,2	40	2,06	41,6	397,8	300,4	25	77,4	43020	25,9	3,3	5,64	10	0,02	0,21	2,2	0,08	0,08	0,68	1,8
A2	7,31	39	1,7	30,2	270,8	155,8	17	81,1	50648	17,6	2,68	3,95	6,7	0,02	0,17	1,1	0,06	0,06	0,44	1,5
A3	7,3	39	2,29	41,9	347,9	279,7	27	76,3	47628	23,3	3,07	5,73	7,8	0,02	0,23	1,7	0,07	0,08	0,51	2
A4	7,29	37	1,76	32,7	433,1	269,3	29	87,9	39488	28,7	2,48	3,89	9,5	0,02	0,21	2,4	0,08	0,11	0,51	2,2
A5	7,32	37	2,38	28	271,6	249,8	35	78,6	45273	25,3	2,96	4,24	8,6	0,02	0,18	1,9	0,07	0,09	0,49	2
A6	7,33	39	2,16	54,5	235,2	252,2	22	100,9	57150	24,1	3,72	8,22	8,8	0,02	0,2	1,6	0,07	0,11	0,49	1,7
A7	7,38	38	1,75	68,5	217,4	260,8	34	128,5	58122	20,4	3,7	6,88	8,4	0,02	0,17	1,5	0,04	0,06	0,37	1,4
A8	7,39	35	1,3	33	176	182,7	38	101,2	65136	18,9	2,02	4,11	8,6	0,02	0,12	1,4	0,03	0,05	0,43	1,3
A9	7,34	40	1,47	34,3	119,3	130,8	35	90,4	68310	14,8	2,24	4,06	7,2	0,02	0,13	0,8	0,03	0,06	0,36	1,5
A10	7,28	39	1,72	53,3	245,2	214,4	27	97,9	53873	21,3	2,99	5,33	7,8	0,02	0,17	1,6	0,05	0,08	0,44	1,8
A11	7,27	41	1,35	22,1	11,7	94,2	33	89,2	62372	16	2,21	4,85	9,7	0,02	0,11	1,8	0,06	0,05	0,41	1,7
A12	7,29	39	1,46	30,4	84,7	103,3	37	94,8	61604	17,1	1,84	7,02	8,8	0,02	0,15	2,1	0,06	0,05	0,37	1,6
B1	7,38	39	1,34	40,1	121,1	122,9	30	75,5	68822	12,6	2,63	9,32	6,8	0,02	0,12	1,5	0,04	0,04	0,39	1,1
B2	7,33	38	1,01	27	104,6	103,3	29	79,7	62218	11,7	1,5	6,75	6,3	0,02	0,08	1,9	0,03	0,04	0,25	1
B3	7,38	39	1,31	20,1	100,9	100,9	29	81,7	58122	11,4	1,44	6,14	7	0,02	0,09	1,6	0,04	0,05	0,29	0,9
B4	7,28	41	1,94	29,6	121,1	249,8	23	96,4	38003	16,8	2,63	11,19	8	0,02	0,14	2,2	0,05	0,06	0,4	1,1
B5	7,28	38	1,65	20,4	116,4	150,3	27	74,4	42764	16,2	1,69	8,47	8,2	0,02	0,11	2	0,04	0,05	0,4	1,1
B6	7,45	34	0,87	23,4	98,2	152,2	58	99,8	71126	14,1	1,54	7,15	7,2	0,02	0,1	1,6	0,02	0,07	0,25	0,9
B7	7,45	38	0,84	25,7	66,5	90,5	52	94,7	98249	12,2	1,5	5,82	7,3	0,02	0,12	1,6	0,03	0,06	0,28	0,8
B8	7,3	36	0,92	31,2	79,7	110	45	117,1	70102	16,3	2,14	10,65	7,3	0,02	0,11	1,6	0,03	0,07	0,31	0,8
B9	7,44	33	0,76	25,7	40,6	87,5	66	149	76706	15,1	2,53	12,64	7,7	0,02	0,07	1,7	0,02	0,06	0,21	1
B10	7,42	34	0,73	23,1	64,1	91,7	66	90,1	87866	14,7	1,67	10,86	6,8	0,02	0,09	1,3	0,02	0,07	0,18	0,9
B11	7,33	36	0,92	22,8	69,7	116,8	65	74,5	92372	15,3	1,84	10,25	6,6	0,02	0,11	1,3	0,03	0,05	0,31	0,8
B12	7,33	37	0,94	18,6	68,6	94,8	47	80,7	92747	14,3	1,55	9,5	6,5	0,02	0,1	1,3	0,02	0,07	0,2	0,9
C1	7,33	37	1,2	33,2	76,5	97,2	50	103	64215	17,2	1,4	7,44	7,5	0,02	0,11	1,3	0,03	0,09	0,32	0,9
C2	7,08	37	0,86	27	66	89,3	38	104,1	48191	16,8	1,74	9,84	8,1	0,02	0,1	2,2	0,02	0,08	0,23	1,2
C3	7,37	40	1,59	49,1	95,8	218,7	46	154,5	46194	17,8	2,3	10,68	6,7	0,02	0,14	2,2	0,03	0,05	0,32	1
C4	7,29	37	1,59	31,3	99,9	172,3	47	106,7	34112	21,2	1,62	8,66	7,8	0,02	0,15	3,8	0,05	0,07	0,36	1

Minta jele	pH	K _A	Humusz %	N mg/kg	P mg/kg	K mg/kg	Na mg/kg	Mg mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Fe mg/kg	Mo mg/kg	B mg/kg	Al mg/kg	Cd mg/kg	Co mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg
C5	7,34	38	1,56	26	105,4	164,4	42	115,3	53822	18,6	1,92	9,81	6,8	0,02	0,14	1,4	0,04	0,06	0,38	1
C6	7,43	37	1	23,5	82,4	125,3	47	103,5	66467	17,4	1,57	9,56	6,5	0,02	0,11	1,5	0,05	0,06	0,3	1
C7	7,34	38	1,55	45	91,2	176	53	110	54129	21,7	2,42	11,29	7,5	0,02	0,18	1,6	0,06	0,07	0,31	1,4
C8	7,38	37	0,95	30,9	74,4	106,4	61	113,4	67901	17,9	1,71	13,38	7,2	0,02	0,12	1,8	0,02	0,06	0,25	0,9
C9	7,37	32	1,1	32,1	75,4	117,4	55	100,7	69283	18,7	1,97	12,22	6,4	0,02	0,15	1,5	0,04	0,07	0,32	1
C10	7,37	35	1,03	30,3	82,1	89,3	46	85,4	77884	15,6	1,68	9,86	6,4	0,02	0,12	1,5	0,02	0,08	0,27	1
C11	7,4	39	0,98	17,9	63,3	82	55	72,6	77781	12,2	1,03	5,06	6	0,02	0,1	1,2	0,03	0,03	0,32	0,8
C12	7,38	38	1,54	21,1	69,7	128,4	55	74,2	74505	14,8	1,41	6,95	6,5	0,02	0,13	1,9	0,02	0,04	0,36	0,9
D1	7,41	38	0,96	34,5	78,8	96,6	23	100	59607	15,7	1,94	8,23	5,7	0,02	0,13	2	0,04	0,08	0,21	1,2
D2	7,21	38	1,24	32,8	109,1	129	33	88,8	57610	16,9	2,42	8,59	5,9	0,02	0,14	1,6	0,04	0,07	0,21	1,2
D3	7,15	39	2,25	45,2	161,9	283,4	31	123,9	22081	60,4	3,28	13,85	11	0,02	0,22	6,6	0,05	0,25	0,77	1,5
D4	7,13	40	2,83	42,1	147,9	256,5	30	126,9	20750	61,1	2,63	15,13	10,8	0,02	0,2	7,4	0,07	0,22	0,79	1,4
D5	7,34	38	1,36	34	138,7	149,1	27	97,6	67337	17,5	1,84	10,44	6	0,02	0,16	1,7	0,03	0,05	0,37	1,1
D6	7,39	39	1,5	24,4	115,3	132,6	25	95,1	72918	15,1	2,14	6,8	7	0,02	0,14	1,9	0,04	0,06	0,41	1,1
D7	7,26	39	1,12	21,7	124,2	94,8	29	96,5	51160	21,4	1,44	6,81	7,5	0,02	0,11	3,1	0,03	0,08	0,26	1,6
D8	7,4	34	0,95	33,1	104,4	172,3	41	86,6	69641	17,1	1,27	7,8	6,3	0,02	0,12	2,3	0,02	0,05	0,25	1,1
D9	7,31	38	1,71	51,2	137,8	205,9	31	79,4	64317	24,9	2,53	7,99	8	0,02	0,19	2,5	0,06	0,09	0,44	1,4
D10	7,36	41	2,06	30,5	169,6	211,4	26	76,7	85921	19,6	2,62	7,29	9,4	0,02	0,17	2,2	0,06	0,1	0,44	1
D11	7,3	40	1,75	25,5	166,1	186,3	39	74,8	59709	16,2	2,26	7,47	5,8	0,02	0,16	1	0,04	0,04	0,33	1,2
D12	7,26	38	1,84	26,6	181,6	169,2	31	79	57559	19,3	2,89	6,81	6,6	0,02	0,15	1	0,04	0,06	0,37	1,4
E1	7,28	40	1,48	29,5	134,4	114,9	30	78	43430	15,8	1,32	5,67	5,7	0,02	0,16	1,6	0,05	0,06	0,29	1,2
E2	7,26	39	1,96	33	157,1	152,8	23	96,6	43174	18,7	1,89	8,98	6	0,02	0,16	1,3	0,05	0,06	0,32	1,3
E3	7,24	39	1,99	41,5	173	217,5	27	106,2	33907	18,1	4,51	13,32	7,4	0,02	0,14	2,1	0,07	0,04	0,33	1,3
E4	7,2	38	1,81	30,2	144,8	192,4	25	101,4	27764	25,6	2,15	11,05	7,6	0,02	0,16	2,8	0,06	0,08	0,49	1,4
E5	7,39	38	1,45	28,3	114,1	159,5	26	97,2	67849	14	2,15	12,8	5,4	0,02	0,17	1,3	0,03	0,02	0,2	0,9
E6	7,31	39	1,48	29,9	151,3	143	39	80,5	68668	15,4	1,83	11,36	5,7	0,02	0,13	1,2	0,04	0,05	0,31	1,3
E7	7,26	40	1,25	31	161,3	97,8	30	96	51467	16,6	2,28	14,28	7,5	0,02	0,1	2,7	0,05	0,06	0,27	1,4
E8	7,29	40	1,4	66,9	151,2	202,2	29	166,9	81570	17,6	3,95	20,9	6,9	0,02	0,18	1,9	0,03	0,06	0,24	1,3
E9	7,3	35	1,78	26,3	132	147,9	27	91,6	54539	22,1	2,29	9,41	7,6	0,02	0,19	2,1	0,05	0,08	0,44	1,5
E10	7,25	38	1,41	70,7	187,1	216,8	27	138,8	59709	22,5	2,39	8,08	8,2	0,02	0,14	1,7	0,04	0,03	0,39	1
E11	7,32	37	1,15	31,8	95,1	111,9	25	73,8	71638	17,6	2,89	12	6,8	0,02	0,1	2	0,04	0,06	0,31	1,3
E12	7,3	36	1,12	24,4	82,6	122,9	36	71,6	102969	15,4	1,66	6,84	6,3	0,02	0,09	1,8	0,03	0,05	0,31	0,9

Minta jele	pH	K _A	Humusz %	N mg/kg	P mg/kg	K mg/kg	Na mg/kg	Mg mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Fe mg/kg	Mo mg/kg	B mg/kg	Al mg/kg	Cd mg/kg	Co mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg
F1	7,27	38	1,45	47,3	57,2	156,4	28	100,1	56587	16,6	2,13	8,65	6,2	0,02	0,14	2,3	0,05	0,06	0,31	1,3
F2	7,26	39	1,75	40	170	201	21	93,4	45477	20,2	1,96	7,79	6,9	0,02	0,15	1,7	0,05	0,07	0,43	1,5
F3	7,29	42	1,7	68	195,4	259	28	191,2	55204	19,6	3,1	9,95	7,2	0,02	0,15	1,6	0,04	0,07	0,39	1,4
F4	7,27	39	1,61	27,7	170,4	235,2	25	93,3	35597	20,6	1,94	8,33	7,4	0,02	0,14	2,3	0,06	0,06	0,44	1,3
F5	7,36	41	1,56	36,7	156,9	231,5	38	110,9	70153	16,7	2,17	13,97	6,8	0,02	0,1	2,2	0,04	0,06	0,22	1,5
F6	7,33	37	1,4	42	127,5	125,3	54	11,2	74197	17,8	2,52	9,87	5,6	0,02	0,13	1,3	0,04	0,06	0,31	1,2
F7	7,31	38	0,83	21,3	107,1	65,5	45	82,6	54129	16,1	2,2	11,25	6,1	0,02	0,1	2,1	0,03	0,05	0,18	1,1
F8	7,44	34	1,07	36,4	123,3	115,5	31	102,6	67081	17,7	2,13	13,14	5,9	0,02	0,15	1,9	0,05	0,07	0,23	1
F9	7,29	37	1,57	49,5	151,1	167,4	41	88,3	49880	24,7	3,43	8,81	6,6	0,02	0,16	1,9	0,05	0,08	0,36	1,2
F10	7,28	41	1,92	34	171,5	208,9	39	86,2	60785	24	2,28	8,21	6,7	0,02	0,19	1,6	0,04	0,08	0,44	1,6
F11	7,32	39	1,38	25,2	122,9	158,9	56	76	68464	17,9	2,16	8,96	6	0,02	0,17	1,6	0,04	0,07	0,33	1,1
F12	7,33	36	1,23	27,9	126,9	179,6	65	72,3	65750	19,8	2,45	8,45	6,3	0,02	0,16	1,6	0,05	0,07	0,36	1,3

2. melléklet Mintaparcella talajának kémhatása, humusz és tápanyag tartalma, Cibulka-vízgyűjtő 2001. június (A-F lejtőkön 1-12 mintavételi pontok)

Minta jele	pH	K _A	humusz %	N mg/kg	P mg/kg	K mg/kg	Na mg/kg	Mg mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Fe mg/kg	Mo mg/kg	B mg/kg	Al mg/kg	Cd mg/kg	Co mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg
A1	7,42	36	2,49	58,1	394,2	248,1	27	90,9	4683	24	2,84	4,58	7,1	0,02	0,3	1,8	0,07	0,06	0,47	1,6
A2	7,43	36	1,99	40,3	293,3	144,8	33	86,4	57988	18	2,14	2,88	5,6	0,02	0,28	0,9	0,04	0,06	0,34	1,3
A3	7,35	35	2,03	50,4	334,8	189,3	28	89,5	46697	29,8	2,93	4,15	7,7	0,02	0,33	1,4	0,08	0,09	0,47	1,7
A4	7,41	34	2,03	50,1	425,2	249,3	30	80,4	41937	31,4	2,58	4,93	8,3	0,02	0,29	1,8	0,06	0,1	0,48	2
A5	7,45	34	1,57	35,1	250,6	191,1	27	81,4	45258	26,2	2,28	3,89	8,1	0,02	0,24	2,3	0,06	0,07	0,42	1,6
A6	7,58	34	1,8	53,1	246,1	258,3	30	103,2	58763	24,2	3,56	7,03	8,2	0,02	0,29	1,1	0,05	0,07	0,4	1,7
A7	7,65	33	1,58	47,3	231,3	249,9	36	130,8	69446	20,9	3,37	6,18	8,6	0,03	0,25	1,4	0,04	0,06	0,32	1,4
A8	7,66	31	1,19	37,3	193,4	185,6	32	76,1	59510	15,4	2,24	3,78	7,1	0,02	0,23	1,3	0,04	0,04	0,25	1,3
A9	7,48	33	1,69	49,6	136,9	143,7	32	102,3	68728	19,2	2,16	3,2	7,6	0,02	0,19	1,4	0,05	0,06	0,36	1,3
A10	7,49	34	1,52	45,9	118,7	133,9	39	106	69843	19,7	10,86	6,81	8,1	0,02	0,21	1,2	0,05	0,07	0,74	1,5
A11	7,44	37	1,46	42,3	114,9	76,6	29	112,9	70430	18,3	1,54	4,21	8,5	0,02	0,17	2,2	0,07	0,06	0,32	1,4
A12	7,44	38	1,4	26,9	104,7	112,3	32	99,3	65851	13	1,25	3,79	8,6	0,02	0,2	2,2	0,05	0,05	0,31	1,1
B1	7,71	36	1,41	33,2	110,2	101,2	26	92,5	81702	12,9	3,17	8,32	6,6	0,02	0,2	1,6	0,04	0,04	0,32	1,1
B2	7,65	35	0,91	33,5	58,6	46,4	21	96,9	55048	9,4	1,29	6,56	6,1	0,03	0,13	2,2	0,03	0,04	0,21	0,9
B3	7,45	37	1,12	27,2	89,2	82,1	24	100,3	66731	12,2	2,26	7,35	6,9	0,02	0,15	1,9	0,03	0,03	0,25	1,1
B4	7,4	37	1,98	42	112,2	152,9	16	120,2	42426	17,5	3,23	10	7,7	0,02	0,2	3	0,04	0,06	0,39	0,9
B5	7,4	35	2	47,9	134,2	156	16	107,5	47710	19,1	2,97	12,6	8	0,02	0,23	2,6	0,04	0,05	0,43	1
B6	7,62	30	2,78	26,7	77	63,7	33	122	82876	11,5	2,08	6,45	6,8	0,02	0,14	2,5	0,03	0,05	0,25	0,9
B7	7,49	33	1,06	48,8	52,8	48,3	27	122	83639	11,9	2,72	9,18	7	0,02	0,17	2,2	0,03	0,05	0,26	0,7
B8	7,59	31	1,08	33,1	72,1	578,9	24	105,6	78708	11	12,85	10,16	7,3	0,02	0,13	2,3	0,02	0,04	0,3	1
B9	7,64	31	0,57	29,6	42,1	23,7	34	187,9	75655	13,1	1,98	9,35	7	0,02	0,08	1,9	0,02	0,04	0,13	0,8
B10	7,56	33	0,84	49,8	67,4	47	36	100,9	79647	13,6	2,71	11,74	6,6	0,02	0,13	1,1	0,03	0,04	0,17	0,7
B11	7,58	32	1,11	36,8	65,7	67,4	31	87,8	84050	14,8	1,86	11,32	5,6	0,02	0,13	1,1	0,02	0,04	0,17	0,8
B12	7,64	36	0,96	25,4	50,2	29,2	31	96,3	81056	10,8	1,05	6,62	5,7	0,02	0,17	1,1	0,02	0,03	0,1	0,8
C1	7,56	35	1,24	39,3	77,5	47	22	125,9	57338	12,7	1,43	8,78	5,2	0,02	0,18	1,2	0,04	0,03	0,21	0,7
C2	7,41	35	1,06	49,4	80,8	33,5	23	129,1	48414	16,2	2	10,99	5,7	0,02	0,15	2,1	0,04	0,06	0,17	1
C3	7,61	35	1,27	33,2	83	65,5	25	91,7	55870	15,3	1,05	5,32	6	0,02	0,15	1,8	0,03	0,04	0,24	0,8

Minta jele	pH	K _A	humusz %	N mg/kg	P mg/kg	K mg/kg	Na mg/kg	Mg mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Fe mg/kg	Mo mg/kg	B mg/kg	Al mg/kg	Cd mg/kg	Co mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg
C4	7,45	34	1,38	43,3	93,2	103,7	24	112,1	44011	17	1,61	7,21	6,3	0,02	0,17	1,7	0,04	0,04	0,3	0,9
C5	7,57	35	1,83	45,8	108	155,4	24	141,9	66438	17,1	2,73	12,73	6,5	0,02	0,22	1	0,04	0,05	0,31	0,9
C6	7,56	34	1,23	39,2	83,3	89,5	37	142,9	73600	16,2	2,38	7,48	6,5	0,02	0,16	1,5	0,05	0,05	0,26	1,1
C7	7,51	37	1,58	54,8	109,5	124,6	30	130	52759	21,1	2,48	12,75	7,6	0,04	0,32	1,7	0,04	0,06	0,28	1,1
C8	7,54	32	1,17	32,9	86,1	71,1	29	108,6	75009	17,3	1,33	7,62	9	0,02	0,15	2,1	0,04	0,07	0,22	0,9
C9	7,54	32	1,12	32,1	64,8	54,4	35	98,8	72602	14,7	1,28	6,42	6,5	0,02	0,18	2,2	0,02	0,05	0,21	0,8
C10	7,63	32	1,18	36,8	75,7	61,8	33	105,3	111409	14,2	1,71	11,23	6,2	0,02	0,19	1,2	0,02	0,06	0,2	0,7
C11	7,47	37	1,57	34,1	75,4	106,8	28	102,1	95851	15	2,49	12,12	6,5	0,02	0,24	1,3	0,05	0,04	0,27	0,9
C12	7,42	37	1,44	28,9	76	77,8	28	89,8	82700	13,9	1,59	10,07	6,4	0,02	0,22	1,1	0,04	0,04	0,23	0,8
D1	7,54	35	1,08	51	95,1	93,8	22	125,1	57573	16,8	3,15	13,18	6,3	0,02	0,25	1,7	0,03	0,06	0,21	1,2
D2	7,43	35	1,37	31,9	125,2	115,4	21	116,8	58982	17,9	3,53	12,05	12,4	0,02	0,2	3,6	0,04	0,08	0,26	1,2
D3	7,37	35	2,42	43	176,5	241	19	122,9	23346	47,2	2,87	13,99	12,2	0,02	0,27	8,9	0,07	0,17	0,7	1,7
D4	7,27	37	1,95	58,7	150,6	217	13	155,6	19882	51	2,49	14,76	12,1	0,02	0,26	8,3	0,07	0,17	0,67	1,4
D5	7,47	35	1,44	32,7	137,2	122,8	24	120,8	71135	18	2,28	9,91	5,7	0,03	0,27	1,7	0,05	0,04	0,29	0,9
D6	7,55	36	1,39	20,7	99,6	109,8	24	99,9	74951	14,3	2,52	6,72	5,7	0,02	0,21	0,9	0,03	0,04	0,28	0,9
D7	7,53	36	1,19	33,2	81,5	71,7	29	119,4	50411	22,7	1,52	7,49	8,1	0,02	0,17	3,5	0,05	0,07	0,21	1,5
D8	7,5	33	1,2	51	102,2	101,8	26	104,2	64853	17,8	1,77	7,9	6,7	0,02	0,15	2,1	0,03	0,06	0,21	1
D9	7,47	34	1,81	45,3	119,8	130,2	26	96,2	58336	19	1,93	6,66	7,7	0,02	0,27	1,8	0,06	0,06	0,32	1,4
D10	7,48	36	1,68	21,7	150,8	120,3	20	85,9	81702	12,4	1,93	7,69	6	0,02	0,17	1,4	0,04	0,04	0,25	0,9
D11	7,48	36	1,89	39,1	158,4	164	22	78,9	62270	16,3	2,07	7,18	5,9	0,02	0,23	1,6	0,04	0,04	0,32	1,2
D12	7,46	35	1,94	47,3	189,3	166,5	23	89,8	66144	20,1	3,31	6,41	6	0,02	0,22	1,4	0,05	0,06	0,33	1,2
E1	7,46	36	1,67	41,6	126,7	82,8	21	104,3	46947	16,8	1,89	5,46	5,4	0,02	0,2	1,8	0,04	0,06	0,26	1,2
E2	7,37	38	2,09	62,1	157,3	138,8	19	126,6	46594	22,3	2,07	9,89	6,7	0,02	0,27	1,9	0,05	0,08	0,32	1,1
E3	7,38	34	2,24	59,8	201,7	248,4	16	118,3	36790	26,4	5,02	15,47	7	0,02	0,29	3,3	0,05	0,07	0,36	1,1
E4	7,28	36	2,48	45,3	140,2	180	13	130,7	27103	33,2	2,72	12,91	8,3	0,02	0,32	3,1	0,06	0,11	0,47	1,3
E5	7,61	33	1,24	60	89,5	316,1	37	136,6	139119	19,6	3,79	14,58	6,8	0,02	0,25	1,1	0,05	0,06	0,33	1,1
E6	7,53	36	1,43	43,2	149,9	152,3	29	109,9	79471	16,2	2,36	11,93	6	0,02	0,26	1,5	0,04	0,05	0,25	1
E7	7,45	35	1,09	42,9	165,7	66,1	23	100,5	56927	20,2	2,58	12,25	7,3	0,02	0,13	2,1	0,05	0,07	0,24	1,3
E8	7,71	33	1,15	40,8	116,6	82,1	24	94,8	75714	17,7	1,92	15,22	6,6	0,02	0,22	2,2	0,05	0,06	0,21	1,1
E9	7,44	34	1,99	33,4	126,3	127,7	23	101,4	54990	23,8	2,88	11,2	7,1	0,02	0,37	1,7	0,06	0,07	0,36	1,3
E10	7,44	37	1,82	49,1	176,5	189,9	27	81,3	61448	22	2,76	12,69	7,2	0,02	0,24	1,2	0,05	0,07	0,34	1,3
E11	7,5	33	1,16	27,4	89,9	53,8	25	72,7	74598	13,2	1,66	5,21	5,6	0,02	0,14	1,6	0,05	0,04	0,25	0,8

Minta jele	pH	K _A	humusz %	N mg/kg	P mg/kg	K mg/kg	Na mg/kg	Mg mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Fe mg/kg	Mo mg/kg	B mg/kg	Al mg/kg	Cd mg/kg	Co mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg
E12	7,48	34	1,04	35,4	92,7	70,4	22	85,5	82348	13,5	1,89	7,74	6	0,02	0,12	1,6	0,04	0,04	0,21	0,8
F1	7,38	36	1,57	54,8	131,1	83,4	13	110,7	52759	15	2,02	7,6	6,3	0,02	0,17	1,2	0,06	0,05	0,23	1,2
F2	7,37	35	1,94	36,4	158,5	137,5	12	101	42485	20,6	2,13	7,25	6,6	0,02	0,22	2,8	0,06	0,07	0,36	1,3
F3	7,39	36	2,06	44,8	174,4	201	13	120,9	49295	20,8	2,58	10	6,9	0,02	0,19	1,9	0,05	0,05	0,37	1,3
F4	7,38	37	2,1	39,6	166	176,9	12	108,5	38023	23,8	2,16	8,31	7,7	0,02	0,19	2,2	0,06	0,07	0,4	1,3
F5	7,51	35	1,52	47,7	152,1	189,3	17	124,6	75714	16,1	3,13	12,33	6,7	0,02	0,23	1,6	0,04	0,05	0,26	1
F6	7,47	34	1,3	32,1	128	90,8	20	94,6	78121	16,3	2,49	9,3	6	0,02	0,24	1,8	0,03	0,05	0,25	1
F7	7,48	33	1,02	33,9	102,6	40,9	18	93,4	57984	16,1	2,57	10,41	6,3	0,02	0,12	3,7	0,04	0,06	0,19	1,1
F8	7,65	34	1,14	37,2	125,3	80,3	22	86,6	70841	14,5	3,27	9,61	5,8	0,02	0,19	1,3	0,04	0,05	0,25	1,2
F9	7,46	35	1,31	61,9	153	174,5	20	103,8	58630	20,5	3,92	8,06	6,4	0,02	0,24	1,5	0,03	0,07	0,23	1,1
F10	7,37	38	1,91	59,6	178,8	244,7	20	106,3	66086	23,3	3,37	12,36	6,8	0,02	0,36	0,8	0,06	0,09	0,43	1,6
F11	7,49	33	1,59	37,3	114	139,4	23	94,2	74951	16	2,34	10,45	7,5	0,02	0,24	1,3	0,04	0,06	0,28	1
F12	7,64	33	1,46	34,3	131	170,2	27	78	84403	18,6	2,34	10,56	6,9	0,02	0,22	1,7	0,04	0,07	0,26	1

3. melléklet Lejtőprofil menti elemkoncentrációk változása a talajban és az üledécsapdák anyagában. Cibulka-vízgyűjtő, 2004. (királyvizes feltárás, FF: feldúsulási faktor, ül: üledék, H%:humusz%, n.a.: adathiány)

	Cu ül ppm	Cu talaj ppm	FF cu	Ni ül ppm	Ni talaj ppm	FF ni	Pb ül ppm	Pb talaj ppm	FF pb	Zn ül ppm	Zn talaj ppm	FF zn	Cr ül ppm	Cr talaj ppm	FF cr	Co ül ppm	Co talaj ppm	FF co	agyag % ül	agyag % talaj	FF agyag	H% ül	H% talaj	FF H%	P ₂ O ₅ ül ppm	P ₂ O ₅ talaj ppm	FF P ₂ O ₅
	SZŐLŐ 2004. április																										
1	29,6	27,3	1,1	103,3	23,2	4,5	20,5	15,2	1,3	50,7	46,7	1,1	167,7	148,9	1,1	1,3	10,2	0,1	65,9	35,8	1,8	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
2	23,6	25,2	0,9	60,8	42,4	1,4	13,5	15,7	0,9	47,5	45,5	1,0	157,9	162,3	1,0	n.a.	12,6	n.a.	52,8	38,2	1,4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
3	26,0	27,0	1,0	51,7	16,5	3,1	16,3	17,1	1,0	46,7	43,4	1,1	151,4	153,3	1,0	n.a.	8,0	n.a.	41,2	30,3	1,4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
4	61,3	21,9	2,8	52,7	29,6	1,8	13,8	15,0	0,9	81,1	43,4	1,9	120,3	156,5	0,8	n.a.	9,9	n.a.	32,0	27,9	1,2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
5	33,9	25,0	1,4	71,2	33,6	2,1	20,9	16,7	1,3	51,2	42,5	1,2	149,9	165,4	0,9	n.a.	15,1	n.a.	48,1	25,4	1,9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
6	32,2	28,0	1,2	74,8	50,1	1,5	18,5	18,2	1,0	45,6	59,8	0,8	150,7	164,7	0,9	n.a.	12,5	n.a.	53,5	33,3	1,6	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
7	25,6	22,7	1,1	73,8	59,9	1,2	22,3	20,1	1,1	47,5	41,8	1,1	196,5	155,5	1,3	2,3	11,2	0,2	44,6	30,2	1,5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
8	22,9	27,1	0,8	72,3	55,1	1,3	12,8	18,6	0,7	39,6	39,4	1,0	138,3	157,5	0,9	0,0	14,8	0,1	66,4	27,5	2,4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
9	28,1	25,1	1,1	74,4	50,7	1,5	30,9	18,4	1,7	52,4	39,1	1,3	144,0	163,3	0,9	n.a.	17,9	n.a.	69,3	28,8	2,4	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
10	30,4	26,5	1,2	78,6	57,8	1,4	19,6	18,5	1,1	46,6	44,8	1,0	153,1	154,0	1,0	n.a.	14,0	n.a.	60,2	28,8	2,1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
11	35,8	19,6	1,8	82,4	46,2	1,8	18,2	20,9	0,9	43,9	39,8	1,1	153,8	155,7	1,0	1,4	10,3	0,1	64,8	38,1	1,7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
12	30,1	21,1	1,4	54,8	37,9	1,5	15,1	22,2	0,7	56,5	42,4	1,3	142,5	165,9	0,9	1,5	14,8	0,1	62,8	33,7	1,9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
13	29,8	21,6	1,4	84,3	36,8	2,3	20,0	18,1	1,1	42,0	46,4	0,9	156,3	167,0	0,9	5,1	14,7	0,4	63,9	29,9	2,1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
14	22,9	22,2	1,0	83,0	47,5	1,8	35,7	24,6	1,5	53,8	36,2	1,5	145,0	152,8	1,0	n.a.	17,6	1,0	68,2	35,6	1,9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	SZŐLŐ 2004. május																										
1	30,7	29,5	1,0	39,4	22,4	1,8	25,9	34,3	0,8	62,3	52,0	1,2	149,1	173,9	0,9	0,6	29,1	0,0	58,3	68,5	0,9	4,0	4,8	0,8	55,8	41,3	1,4
2	24,2	25,2	1,0	62,8	23,2	2,7	25,3	32,8	0,8	38,4	49,4	0,8	145,3	150,3	1,0	7,0	26,6	0,3	64,0	73,2	0,9	1,8	1,3	1,3	33,9	29,2	1,2
3	30,1	26,6	1,1	37,2	20,3	1,8	24,1	32,5	0,7	134,9	44,5	3,0	150,7	141,2	1,1	9,0	35,4	0,3	71,0	63,3	1,1	3,3	0,8	4,1	54,6	41,2	1,3
4	27,8	23,4	1,2	37,5	20,4	1,8	23,8	31,1	0,8	68,1	43,6	1,6	135,4	136,6	1,0	0,6	37,6	0,0	57,7	46,8	1,2	2,6	1,0	2,6	63,5	51,6	1,2
5	35,8	26,5	1,4	35,1	20,8	1,7	25,7	32,7	0,8	71,9	43,7	1,6	148,0	140,1	1,1	6,4	33,5	0,2	68,1	49,0	1,4	3,7	0,7	5,5	53,8	33,8	1,6
6	38,1	36,1	1,1	63,3	19,2	3,3	31,6	35,5	0,9	65,1	43,5	1,5	138,0	122,1	1,1	11,3	41,0	0,3	63,5	54,2	1,2	2,8	0,9	3,1	39,9	23,2	1,7
7	26,8	19,7	1,4	58,6	20,6	2,9	27,5	32,9	0,8	57,8	40,9	1,4	151,6	127,5	1,2	10,6	36,6	0,3	66,5	60,1	1,1	2,4	0,5	4,7	37,9	21,7	1,8
8	37,9	12,6	3,0	65,7	9,6	6,9	27,6	16,6	1,7	63,2	20,1	3,1	159,4	56,0	2,9	8,5	19,3	0,4	55,8	54,0	1,0	3,2	1,7	1,9	53,6	20,6	2,6
9	23,8	19,2	1,2	76,3	19,6	3,9	26,7	34,6	0,8	49,5	35,9	1,4	131,9	120,2	1,1	15,8	36,7	0,4	73,5	62,7	1,2	2,5	1,0	2,6	23,6	7,3	3,2
10	27,7	19,8	1,4	73,6	20,6	3,6	28,1	33,1	0,9	50,9	43,3	1,2	132,9	121,3	1,1	9,7	39,4	0,3	66,4	60,6	1,1	1,9	0,9	2,2	35,0	16,4	2,1
11	16,9	18,2	0,9	65,9	21,0	3,1	27,2	33,8	0,8	42,0	39,7	1,1	136,7	118,6	1,2	10,4	42,1	0,3	73,8	56,3	1,3	1,3	0,6	2,3	15,2	12,9	1,2
12	22,3	21,6	1,0	70,4	21,8	3,2	26,6	32,3	0,8	49,6	41,0	1,2	148,9	122,1	1,2	14,0	33,3	0,4	67,1	67,0	1,0	1,5	0,6	2,5	19,1	11,6	1,7
13	23,2	26,0	0,9	71,5	20,7	3,5	28,2	35,6	0,8	52,0	39,3	1,3	166,1	123,8	1,3	13,9	41,1	0,3	65,9	56,3	1,2	1,4	0,5	2,6	23,7	9,9	2,4
14	22,6	23,3	1,0	81,7	19,7	4,2	28,9	31,7	0,9	40,4	37,8	1,1	145,5	117,3	1,2	14,2	38,4	0,4	59,9	68,9	0,9	1,6	0,8	2,1	14,7	10,1	1,5
	SZŐLŐ 2004. június																										
1	25,4	28,1	0,9	34,6	34,2	1,0	38,0	17,9	2,1	53,3	59,0	0,9	131,1	141,7	0,9	22,4	5,5	4,1	63,6	69,5	0,9	1,2	1,6	0,7	45,8	40,5	1,1
2	22,5	32,2	0,7	30,1	27,5	1,1	33,5	21,5	1,6	46,7	59,7	0,8	113,3	143,9	0,8	19,5	15,1	1,3	58,1	70,4	0,8	0,5	1,0	0,5	18,1	31,1	0,6
3	22,5	26,4	0,9	40,1	26,8	1,5	40,1	18,6	2,2	58,7	51,6	1,1	91,9	139,8	0,7	28,9	12,0	2,4	32,3	58,4	0,6	2,6	1,4	1,9	64,0	44,7	1,4
4	23,2	22,8	1,0	42,5	29,2	1,5	50,7	24,0	2,1	65,8	53,6	1,2	92,6	131,9	0,7	33,2	4,8	6,9	35,7	60,8	0,6	2,6	1,1	2,4	57,7	46,6	1,2
5	29,6	23,0	1,3	38,2	28,5	1,3	50,8	26,3	1,9	61,6	51,0	1,2	98,4	130,2	0,8	27,4	10,1	2,7	43,0	62,6	0,7	3,3	1,4	2,4	37,4	24,7	1,5
6	38,5	35,1	1,1	43,8	28,9	1,5	48,4	22,6	2,1	59,0	53,1	1,1	103,7	125,8	0,8	27,0	17,0	1,6	57,8	63,2	0,9	3,6	1,4	2,6	38,1	20,9	1,8
7	28,2	19,5	1,5	51,5	29,9	1,7	51,1	27,6	1,9	71,9	51,7	1,4	98,2	134,4	0,7	33,2	19,2	1,7	53,5	58,1	0,9	2,0	1,3	1,5	49,1	17,9	2,7
8	28,6	27,5	1,0	48,0	29,0	1,7	45,4	31,5	1,4	62,3	51,6	1,2	115,6	127,3	0,9	36,9	12,8	2,9	56,8	64,3	0,9	1,8	1,8	1,1	40,4	17,1	2,4
9	24,5	17,2	1,4	42,7	27,2	1,6	55,5	32,4	1,7	55,4	49,9	1,1	95,8	104,3	0,9	37,7	18,3	2,1	38,4	67,2	0,6	1,7	1,0	1,8	31,2	9,2	3,4
10	25,4	18,4	1,4	42,8	32,6	1,3	54,6	26,5	2,1	58,7	55,4	1,1	110,2	115,8	1,0	32,4	22,7	1,4	59,0	66,6	0,9	1,1	0,8	1,4	17,2	18,9	0,9
11	19,5	14,4	1,4	55,5	30,0	1,9	47,1	36,2	1,3	58,5	45,5	1,3	118,3	111,9	1,1	29,8	16,1	1,9	69,5	65,7	1,1	0,4	0,9	0,4	11,5	6,1	1,9
12	21,4	15,3	1,4	53,0	29,0	1,8	50,8	33,0	1,5	58,4	47,6	1,2	119,5	95,5	1,3	36,5	13,6	2,7	76,5	68,5	1,1	1,0	1,0	1,0	14,0	5,9	2,4
13	24,0	19,6	1,2	49,8	32,6	1,5	56,2	31,2	1,8	67,7	58,6	1,2	140,8	122,5	1,2	38,6	25,6	1,5	81,1	61,9	1,3	0,9	0,9	1,0	20,5	13,7	1,5
14	29,9	34,1	0,9	52,2	31,5	1,7	45,0	30,1	1,5	63,8	56,9	1,1	112,8	118,5	1,0	30,9	26,2	1,2	45,2	60,8	0,7	1,0	0,9	1,0	13,4	7,0	1,9

	Cu ül ppm	Cu talaj ppm	FF cu	Ni ül ppm	Ni talaj ppm	FF ni	Pb ül ppm	Pb talaj ppm	FF pb	Zn ül ppm	Zn talaj ppm	FF zn	Cr ül ppm	Cr talaj ppm	FF cr	Co ül ppm	Co talaj ppm	FF co	agyag % ül	agyag % talaj	FF agyag	H% ül	H% talaj	FF H%	P ₂ O ₅ ül ppm	P ₂ O ₅ talaj ppm	FF P ₂ O ₅
	SZÁNTÓ 2004. április																										
1	33,8	30,6	1,1	34,5	55,8	0,6	13,5	18,7	0,7	56,7	45,0	1,3	144,4	163,3	0,9	n.a.	11,6	n.a.	38,2	29,5	1,3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
2	38,0	37,9	1,0	23,4	36,7	0,6	10,6	18,5	0,6	51,9	47,9	1,1	119,4	150,7	0,8	n.a.	10,5	n.a.	57,4	33,1	1,7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
3	43,2	37,6	1,2	25,6	33,3	0,8	15,0	15,3	1,0	76,0	50,1	1,5	139,8	152,6	0,9	1,6	15,4	0,1	43,5	33,8	1,3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
4	n.a.	52,2	1,1	40,4	52,2	0,8	15,4	17,5	0,9	63,5	46,1	1,4	154,4	146,5	1,1	3,7	15,8	0,2	47,4	28,7	1,7	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
5	n.a.	28,2	n.a.	n.a.	47,8	n.a.	n.a.	23,2	n.a.	n.a.	34,8	n.a.	n.a.	155,4	n.a.	n.a.	16,1	n.a.	52,8	34,3	1,5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
6	27,1	20,2	1,3	24,2	35,3	0,7	17,7	19,7	0,9	49,8	40,1	1,2	154,2	166,8	0,9	11,6	16,2	0,7	52,4	33,2	1,6	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
7	24,3	30,8	0,8	18,2	49,2	0,4	18,3	20,8	0,9	47,2	39,8	1,2	148,8	166,1	0,9	3,6	18,0	0,2	53,0	27,0	2,0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
8	34,4	23,7	1,5	31,7	49,5	0,6	17,1	22,5	0,8	48,9	34,2	1,4	147,3	154,5	1,0	2,7	19,0	0,1	61,4	28,1	2,2	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
9	27,9	14,5	1,9	30,0			16,5	12,5	1,3	41,1	16,2	2,5	154,5	150,3	1,0	14,3	2,9	4,9	62,0	31,6	2,0	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
10	25,1	32,5	0,8	34,5	43,5	0,8	17,0	20,9	0,8	40,7	32,1	1,3	159,7	117,2	1,4	14,2	8,9	1,6	39,8	35,2	1,1	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
11	31,3	21,7	1,4	44,7	46,2	1,0	18,6	23,2	0,8	42,9	36,9	1,2	151,7	154,5	1,0	9,0	18,3	0,5	73,3	32,6	2,3	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	SZÁNTÓ 2004. május																										
1	31,5	34,7	0,9	67,0	23,9	2,8	26,2	34,3	0,8	57,6	49,5	1,2	160,7	137,0	1,2	14,0	37,0	0,4	52,4	46,8	1,1	1,3	0,2	6,2	21,7	7,2	3,0
2	33,9	39,2	0,9	77,0	23,0	3,4	26,2	32,7	0,8	59,7	52,0	1,2	158,1	120,2	1,3	15,0	39,1	0,4	58,5	68,5	0,9	2,1	0,6	3,2	24,6	11,6	2,1
3	38,8	37,6	1,0	63,9	21,9	2,9	25,8	30,3	0,9	62,5	47,3	1,3	154,9	134,7	1,2	12,7	37,7	0,3	55,9	65,9	0,9	2,2	0,7	3,2	40,1	9,5	4,2
4	49,6	44,1	1,1	62,0	22,6	2,8	28,3	36,0	0,8	65,5	47,5	1,4	156,8	125,7	1,3	19,4	40,2	0,5	65,8	71,8	0,9	3,1	0,5	6,4	61,6	12,6	4,9
5	21,8	26,9	0,8	92,4	20,5	4,5	30,2	36,3	0,8	38,5	39,8	1,0	132,0	116,5	1,1	26,7	37,8	0,7	58,2	78,5	0,7	0,8	0,3	3,2	15,2	11,9	1,3
6	25,6	22,3	1,2	95,9	24,6	3,9	30,7	34,5	0,9	30,1	47,3	0,6	159,6	139,2	1,2	30,2	43,2	0,7	63,2	54,8	1,2	1,4	0,8	1,9	14,8	3,0	4,9
7	25,6	36,1	0,7	85,8	21,2	4,1	28,6	35,9	0,8	42,2	48,9	0,9	158,5	126,0	1,3	25,1	44,1	0,6	65,1	32,7	2,0	1,0	0,6	1,7	8,4	11,2	0,8
8	26,2	25,9	1,0	90,4	20,5	4,4	29,8	35,9	0,8	43,9	40,1	1,1	152,4	118,1	1,3	28,2	37,3	0,8	63,3	57,8	1,1	1,8	0,6	3,0	20,7	10,2	2,0
9	25,7	19,6	1,3	112,0	19,1	5,9	33,1	35,5	0,9	43,9	31,9	1,4	153,8	106,1	1,5	31,8	42,8	0,7	81,9	70,3	1,2	1,1	0,2	5,5	12,7	6,6	1,9
10	28,2	25,4	1,1	109,0	20,8	5,2	33,4	36,7	0,9	43,9	33,4	1,3	156,1	122,9	1,3	27,9	45,2	0,6	69,1	65,9	1,1	1,1	1,0	1,2	12,7	9,1	1,4
11	26,1	24,6	1,1	93,3	19,8	4,7	38,4	36,0	1,1	38,0	35,6	1,1	146,7	117,5	1,3	26,5	39,8	0,7	63,4	70,7	0,9	2,1	0,6	3,5	14,8	16,5	0,9
12	27,4	36,7	0,8	96,5	21,2	4,6	32,5	35,3	0,9	44,1	48,1	0,9	157,6	121,6	1,3	29,2	35,4	0,8	83,2	67,5	1,2	1,3	0,9	1,5	22,7	14,0	1,6
	SZÁNTÓ 2004. június																										
1	38,9	40,3	1,0	52,3	34,7	1,5	40,9	34,6	1,2	64,1	65,2	1,0	111,5	125,9	0,9	24,6	17,0	1,5	50,7	49,3	1,0	0,5	0,9	0,5	13,4	7,0	1,9
2	40,1	41,2	1,0	46,3	34,0	1,4	44,2	38,3	1,2	68,4	59,8	1,1	125,6	110,1	1,1	31,6	23,6	1,3	54,3	66,2	0,8	1,0	1,6	0,7	21,9	11,3	1,9
3	43,7	41,0	1,1	47,4	31,4	1,5	52,2	33,7	1,6	75,9	60,1	1,3	106,5	106,6	1,0	37,0	30,0	1,2	61,3	66,9	0,9	1,5	1,9	0,8	27,6	12,8	2,2
4	28,6	36,1	0,8	46,1	33,2	1,4	45,7	43,2	1,1	53,9	54,1	1,0	95,5	106,4	0,9	32,1	26,6	1,2	67,0	66,8	1,0	1,5	2,7	0,6	28,7	12,2	2,4
5	22,4	24,1	0,9	50,6	34,9	1,5	41,2	47,0	0,9	52,7	57,2	0,9	104,3	110,7	0,9	28,8	27,7	1,0	43,1	55,0	0,8	1,1	1,1	1,0	14,5	10,6	1,4
6	32,3	36,0	0,9	43,2	32,5	1,3	46,1	41,3	1,1	54,5	60,5	0,9	117,1	116,6	1,0	34,5	32,3	1,1	58,2	60,2	1,0	0,7	0,5	1,5	10,6	7,7	1,4
7	25,5	33,7	0,8	49,3	32,5	1,5	54,5	45,4	1,2	56,9	56,2	1,0	105,4	112,3	0,9	39,9	32,5	1,2	56,3	59,4	1,0	1,2	0,8	1,4	9,4	7,6	1,2
8	23,1	15,7	1,5	52,7	34,4	1,5	51,7	53,3	1,0	51,7	49,1	1,1	102,3	101,7	1,0	34,2	29,9	1,1	75,7	75,4	1,0	1,2	1,2	1,0	10,3	11,4	0,9
9	26,4	21,2	1,2	51,9	44,7	1,2	48,4	44,5	1,1	57,3	46,9	1,2	105,5	109,4	1,0	34,6	31,6	1,1	79,0	74,5	1,1	0,8	1,2	0,7	12,1	3,4	3,6
10	26,0	25,4	1,0	48,4	44,9	1,1	56,3	41,6	1,4	58,1	52,6	1,1	103,3	103,6	1,0	41,1	36,1	1,1	79,8	74,8	1,1	1,1	1,2	0,9	13,7	6,3	2,2
11	20,4	47,3	0,4	46,2	45,2	1,0	48,4	49,3	1,0	47,6	63,3	0,8	93,8	108,7	0,9	37,5	32,4	1,2	74,5	70,0	1,1	1,6	0,9	1,7	12,4	18,6	0,7
12	29,6	27,3	1,1	103,3	23,2	4,5	20,5	15,2	1,3	50,7	46,7	1,1	167,7	148,9	1,1	1,3	10,2	0,1	65,9	35,8	1,8	1,4	1,0	1,4	11,7	14,1	0,8

4. melléklet A növény által felvehető elemtartalom (ppm, Lakanen-Eviö feltárás) a lejtőprofil talajában és az erózióval mozgó üledékben (Cibulka, 2005. május.) (szőlő n=20, szántó n=12, k.a. kimutatási határ alatt)

ID.	Zn ppm	Cd ppm	Pb ppm	Cu ppm	Co ppm	Cr ppm	Ni ppm
Szőlő, talaj							
1	2,125	0,231	8,274	8,139	0,519	0,89	0,764
2	4,333	0,103	6,237	7,645	0,632	0,248	2,49
3	3,02	0,269	6,192	15,07	0,598	1,218	1,645
4	2,705	0,089	6,015	14,88	0,603	1,207	0,996
5	3,295	0,267	9,347	13,86	0,898	0,824	1,765
6	4,041	0,168	9,457	6,486	0,727	0,283	1,065
7	1,367	0,085	9,332	4,943	0,783	0,796	1,554
8	2,799	0,251	7,749	9,515	0,932	1,237	1,056
9	3,295	0,166	10,32	17,13	1,104	0,836	2,007
10	4,389	0,196	9,324	16,54	0,912	1,138	1,362
11	2,074	k.a.	12,51	7,053	0,884	1,097	0,784
12	2,315	0,265	11,33	6,099	0,759	1,257	1,261
13	3,569	0,274	11,54	4,338	1,003	1,147	1,406
14	2,502	0,257	11,66	7,112	0,896	1,165	1,076
15	4,601	0,081	9,626	21,11	1,308	1,249	1,387
16	0,982	0,298	9,454	3,558	1,462	1,165	0,876
17	2,423	0,254	9,103	5,449	0,742	1,006	1,061
18	2,64	0,128	9,076	9,047	0,698	1,121	0,861
19	3,221	0,211	9,011	15,75	1,139	1,115	1,783
20	2,541	0,076	9,101	6,763	1,15	1,208	1,13
Szőlő, üledék							
1	3,006	k.a.	8,974	4,445	0,578	1,197	2,23
2	4,173	k.a.	8,885	8,694	0,994	1,696	1,59
3	8,709	k.a.	8,749	30,58	1,072	0,768	3,12
4	7,685	k.a.	8,893	28,75	1,224	0,585	3,26
5	5,795	0,068	9,476	22,52	1,305	0,465	2,865
6	4,559	k.a.	11,88	20,14	1,008	1,737	2,105
7	3,193	k.a.	9,665	19,88	0,949	1,546	2,488
8	1,628	0,106	9,875	14,58	1,102	1,108	1,839
9	4,594	k.a.	11,02	21,73	0,761	1,558	1,672
10	1,948	k.a.	11,07	6,478	1,057	1,259	0,644
11	3,914	0,122	11,09	6,685	0,558	1,234	1,437
12	3,147	0,046	10,93	7,559	0,534	1,396	1,663
13	3,865	k.a.	10,48	6,048	0,742	1,357	1,239
14	4,027	k.a.	10,57	11,03	0,585	1,209	1,427

ID.	Zn ppm	Cd ppm	Pb ppm	Cu ppm	Co ppm	Cr ppm	Ni ppm
15	3,853	k.a.	10,11	10,45	0,882	1,366	1,134
16	3,054	k.a.	9,796	11,07	0,643	1,388	1,228
17	3,024	k.a.	9,667	10,35	0,991	1,194	1,448
18	2,867	k.a.	10,12	10,89	1,104	1,27	0,775
19	3,908	k.a.	9,634	15,58	1,305	1,214	2,09
20	4,037	k.a.	9,54	16,64	1,059	1,239	1,338
Szántó (búza) üledék							
1	3,401	k.a.	12,5	6,29	1,086	0,893	2,102
2	4,023	k.a.	10,73	6,346	1,029	0,988	1,622
3	3,562	0,052	9,455	5,899	1,321	0,926	1,455
4	2,45	k.a.	9,612	6,004	0,678	0,968	0,775
5	3,004	k.a.	10,77	4,502	0,852	1,464	1,98
6	2,396	k.a.	11,25	5,774	0,769	1,481	1,554
7	3,735	k.a.	11,75	5,895	0,856	1,477	1,286
8	3,022	k.a.	10,14	5,145	0,719	1,365	1,845
9	2,149	0,094	11,46	4,089	0,588	2,142	1,048
10	2,709	k.a.	11,59	4,002	0,602	1,863	1,263
11	2,349	k.a.	11,49	4,103	1,007	1,799	0,996
12	3,291	k.a.	12,01	4,207	0,697	1,938	1,898
Szántó (búza), talaj							
1	4,239	0,095	6,877	2,863	0,661	0,676	2,266
2	3,895	0,101	6,946	2,902	0,501	0,56	1,342
3	3,429	k.a.	9,865	2,734	0,497	1,855	1,435
4	2,843	k.a.	9,859	2,971	0,751	1,365	1,493
5	3,005	k.a.	9,786	3,011	0,425	1,468	1,106
6	3,215	0,054	9,82	2,702	0,658	1,449	1,533
7	3,247	0,036	9,798	2,51	0,513	1,344	1,379
8	3,865	0,062	11,23	2,63	0,499	1,157	1,562
9	2,988	k.a.	11,24	2,431	0,442	1,613	1,233
10	3,672	0,078	11,28	2,03	0,921	1,608	1,995
11	3,108	0,085	11,29	2,291	0,688	1,347	2,174
12	3,331	0,111	11,32	2,254	0,422	1,379	1,886

5. melléklet Az elemtartalom alakulása (ppm, királyvizes feltárás) a lejtőprofil talajában és az erózióval mozgó üledékben (Cibulka, 2005. május.) (szőlő n=20, szántó n=12, k.a. kimutatási határ alatt)

ID.	Zn ppm	Cd ppm	Pb ppm	Cu ppm	Co ppm	Cr ppm	Ni ppm
Szőlő, talaj							
1	33,82	0,355	18,66	27,34	11,22	52,93	29,75
2	29,18	0,22	18,97	24,29	10,94	48,46	25,94
3	38,61	0,298	18,08	40,5	11,27	65,67	30,99
4	37,34	0,115	17,31	40,38	10,3	62,07	29,58
5	34,57	0,332	19,48	35,89	10,54	52,93	29,28
6	29,87	0,207	21,74	25,62	10,85	46,21	26,44
7	30	0,131	19,27	20,26	11,15	52,54	27,66
8	38,98	0,276	17,86	31,06	11,63	60,96	31,78
9	34,27	0,211	20,32	40,82	10,3	53,85	28,45
10	29,74	0,244	19,7	39,33	9,646	49,96	25,69
11	27,48	0,099	21,67	27,97	10,69	48,46	26,02
12	30,63	0,308	20,94	23,51	10,76	53,43	27,54
13	28,77	0,359	20,63	19,58	10,2	50,51	26,39
14	29,45	0,309	21,65	28,59	10,29	51,32	27,92
15	34,04	0,182	20,39	47,64	10,25	57,48	27,5
16	29,18	0,358	20,78	16,85	11,06	52,87	27,95
17	30,77	0,323	21,87	24,51	10,66	50,39	30,04
18	33,34	0,277	21,22	31,11	10,1	55,33	28,34
19	34,08	0,286	20,33	42,35	10,23	55,07	28,49
20	33,81	0,147	20,04	24,65	9,806	57,35	26,72
Szőlő, üledék							
1	36,29	k.a.	19,28	25,73	10,85	59,82	29,45
2	31,58	k.a.	19,62	38,84	10,04	51,48	25,91
3	42,09	0,081	17,82	52,33	9,336	66,25	28,68
4	42,26	k.a.	18,28	47,12	9,472	67,16	28,52
5	40,57	0,124	20,91	48,05	10,1	58,03	27,85
6	35,09	0,046	22,49	46	9,934	48,85	26,46
7	33,83	0,071	20,88	44,33	9,613	50,93	26,43
8	61,72	0,323	45,52	74,37	23,98	114,5	57,87
9	45,6	k.a.	22,11	55,84	10,86	64,85	28,35
10	43,38	k.a.	23,57	20,5	10,48	58,95	28,37
11	30,98	0,179	23,02	27,34	10,08	54,33	27,13
12	32,51	0,138	22,32	32	10,24	55,22	27,08
13	30,42	k.a.	22,64	25,87	10,76	54,95	27,36
14	36,01	k.a.	22,07	28,34	9,656	52,83	25,66

ID.	Zn ppm	Cd ppm	Pb ppm	Cu ppm	Co ppm	Cr ppm	Ni ppm
15	31,11	k.a.	22,25	26,32	9,707	55,45	26,18
16	32,56	k.a.	21,47	28,2	9,707	56,72	26,08
17	28,48	k.a.	21,73	24,78	9,305	51	24,89
18	28,74	k.a.	21,07	28,99	9,396	51,89	23,93
19	30,35	0,003	20,67	34,65	9,139	53,56	23,73
20	31,85	k.a.	20,51	39,3	8,882	55,34	24,1
Szántó (búza) üledék							
1	32,84	k.a.	18,5	15,85	9,413	60,88	23,99
2	35,61	k.a.	19,5	18,84	10,19	66,88	26,55
3	31,56	0,105	20,45	16,3	10,49	59,83	26,15
4	28,59	k.a.	20,05	14,12	10,2	56,52	24,14
5	30,82	k.a.	21,5	13,57	10,56	59,54	25,92
6	29,24	k.a.	21,32	14,57	10,84	59,93	25,45
7	32,28	0,041	21,95	15,22	10,33	59,11	24,08
8	32,13	0,02	20,96	14,64	9,508	53,94	22,67
9	25,52	0,123	21,31	11,36	9,782	49,53	22,49
10	26,55	k.a.	21,22	11,13	9,355	51	21,51
11	25,75	0,038	21,48	11,74	9,666	52,62	22,22
12	29,95	0,084	23,1	12,84	10,45	56,3	24,19
Szántó (búza), talaj							
1	32,84	k.a.	18,5	15,85	9,413	60,88	23,99
2	35,61	k.a.	19,5	18,84	10,19	66,88	26,55
3	31,56	0,105	20,45	16,3	10,49	59,83	26,15
4	28,59	k.a.	20,05	14,12	10,2	56,52	24,14
5	30,82	k.a.	21,5	13,57	10,56	59,54	25,92
6	29,24	k.a.	21,32	14,57	10,84	59,93	25,45
7	32,28	0,041	21,95	15,22	10,33	59,11	24,08
8	32,13	0,02	20,96	14,64	9,508	53,94	22,67
9	25,52	0,123	21,31	11,36	9,782	49,53	22,49
10	26,55	k.a.	21,22	11,13	9,355	51	21,51
11	25,75	0,038	21,48	11,74	9,666	52,62	22,22
12	29,95	0,084	23,1	12,84	10,45	56,3	24,19

6. melléklet A humusztartalom, kohézió, talajvastagság, területhasználat, lejtőszög és talajerózió értékei a Szálka melletti vízgyűjtőn (2008)

ID	EOV_X	EOV_Y	Humusz (%)	Kohézió (kg/cm ²)	Terület-használat	Talajvastagság (cm)	Lejtőszög	Nettó erózió (t/ha) 2008.06.06	Nettó erózió (t/ha) 2008.06.27	Nettó erózió (t/ha) 2008.08.08	Nettó erózió (t/ha) 2008.08.23	Nettó erózió (t/ha) 2008.09.12
3t	106868,00	619192,00	4,14	0,27	erdő (tölgy)	40	5,15	1,5	4,85	0	0	0
4t	106815,00	619172,00	1,47	0,11	szántó	40	5,43	21,98	68,02	78,62	0	0
5t	106760,00	619133,00	1,05	0,17	szántó	20	5,15	0	0	69,57	4,17	14,3
6t	106729,00	619237,00	3,17	0,30	gyep	10	11,3	1,38	7,25	22,21	0,24	3,71
7t	106611,00	619450,00	1,48	0,12	szántó	45	4,52	0	0	0	0	0
8t	106563,00	619388,00	6,29	0,19	erdő (akác)	40	18,94	25,61	83,16	113,59	5,62	0,48
9t	106540,00	619332,00	1,24	0,14	szántó	65	12,6	14,03	67,4	117,8	2,81	13,84
10t	106594,00	619220,00	4,41	0,23	gyep	40	8,98	0,03	0,13	0	0	0
11t	106459,00	619225,00	1,82	0,22	szántó	70	3,03	0,06	0,19	0,23	0,01	0,03
12t	106433,00	619132,00	1,18	0,13	szántó	50	11,3	27,69	87,19	94,48	5,39	15,36
13t	106297,00	619130,00	1,36	0,15	szántó	60	7,26	0	0	143,9	6,46	20,54
14t	106299,00	619188,00	1,03	0,17	szántó (erodált)	20	6,45	28,09	90,18	161,1	9,8	42,7
15t	106310,00	619270,00	1,85	0,12	szántó	80+	3,19	23,13	81,05	2,05	0,11	0,32
16t	106316,00	619366,00	1,58	0,13	szántó	50	13,51	0	0	0	0	0
17t	106200,00	619391,00	1,67	0,13	szántó	80+	8,04	16,65	61,95	93,5	3,38	12,98
18t	106141,00	619308,00	1,62	0,16	szántó	80+	4,04	1,37	5,03	0	0	0
19t	106117,00	619203,00	1,74	0,16	szántó (erodált)	45	6,45	27,3	113,3	260,7	8,56	48,11
20t	106032,00	619161,00	7,55	0,32	erdő (akác)	45	14,3	7,28	44,75	0	0	0
21t	105998,00	619240,00	1,21	0,15	szántó	20	7,86	13,05	96,7	198,4	1,42	17,51
22t	106025,00	619353,00	1,50	0,21	szántó	90+	2,26	0,09	0,25	0,16	0,01	0,04
23t	105959,00	619472,00	1,91	0,12	szántó	80	6,37	26,62	85,19	115,2	6,36	18,09
24t	105893,00	619382,00	1,87	0,26	szántó	90+	2,26	18,65	56,09	0	0	0,73
25t	105838,00	619277,00	1,26	0,25	szántó (erodált)	40	9,52	46,82	149	279,4	15,88	70,77
26t	105657,00	619189,00	1,43	0,17	szántó	70+	8,04	3,97	29,9	89,08	0,81	6,29
27t	105559,00	619245,00	1,68	0,16	szántó	45	3,19	0,26	0	0,83	0,05	0,14
28t	105438,00	619199,00	1,73	0,19	szántó	45	6,37	2,33	0	95,83	0,47	5,95
29t	105403,00	619150,00	6,41	0,31	erdő (akác)	75+	24,26	0	0	0	0	0
30t	105258,00	619150,00	1,34	0,19	szántó	90+	4,52	17,71	79,5	69,57	4,17	12,1
31t	106340,00	619487,00	5,36	n.a.	szántó	n.a.	8,04	23	69,9	75,94	4,52	13,09
32t	106448,00	619570,00	1,38	n.a.	szántó	n.a.	3,19	0	0	0	0	0
33t	106361,00	619658,00	2,38	n.a.	gyep	n.a.	0	0	0	0	0	0
34t	106225,00	619578,00	3,55	n.a.	erdő (akác)	n.a.	12,6	1,05	4,77	11,38	0,19	2,13
35t	106454,00	619756,00	2,57	n.a.	gyep	n.a.	9,25	19,01	61,77	116,8	5,95	30,84
36t	106359,00	619842,00	1,95	n.a.	gyep	n.a.	15,34	2,54	9,73	21,29	0,6	4,22
37t	106236,00	619777,00	2,13	n.a.	gyep	n.a.	18,94	5,29	21,03	45,61	1,21	9,34
38t	106248,00	619842,00	2,19	n.a.	gyep	n.a.	10,21	6,92	26,6	30,45	0,86	6,27
39t	106144,00	619916,00	2,52	n.a.	gyep	n.a.	17,67	6,58	25,68	53,9	1,57	11,5
40t	106098,00	619764,00	2,41	n.a.	gyep	n.a.	21,08	5,17	20,5	44,71	1,18	9,12

ID	EOV_X	EOV_Y	Humusz (%)	Kohézió (kg/cm ²)	Terület-használat	Talajvastagság (cm)	Lejtőszög	Nettó erózió (t/ha) 2008.06.06	Nettó erózió (t/ha) 2008.06.27	Nettó erózió (t/ha) 2008.08.08	Nettó erózió (t/ha) 2008.08.23	Nettó erózió (t/ha) 2008.09.12
41t	106059,00	619845,00	1,60	n.a.	gyep	n.a.	13,37	5,23	20,4	43,61	1,25	9,07
42t	105841,00	619686,00	5,14	n.a.	gyep	n.a.	5,05	1,97	7,63	40,41	1,18	8,57
43t	105754,00	619601,00	1,91	n.a.	gyep	n.a.	6,37	43,13	43,13	0	0	0
44t	105234,00	619532,00	1,12	n.a.	szőlő	n.a.	10,45	11,61	11,61	67,43	4	17,29
45t	105240,00	619455,00	1,53	n.a.	szőlő	n.a.	11,04	9,24	9,24	56,52	3,48	14,32
46t	105149,00	619415,00	0,77	n.a.	szőlő	n.a.	6,45	0	0	55,6	3,26	14,06
47t	105147,00	619245,00	1,39	0,22	szántó	100+	11,17	79,26	79,26	355,5	17,13	60,41
48t	105164,00	619352,00	5,24	0,45	erdő (akác)	40	13,79	20,62	20,62	3,75	0	0,47
49t	105266,00	619360,00	1,50	0,33	szántó	70	8,98	40,38	40,38	0	0	0
50t	105400,00	619357,00	1,17	0,30	szántó	90+	8,53	0	0	231,4	12,51	36,45
51t	105478,00	619500,00	1,53	0,36	szántó	90+	6,45	39,77	39,77	239,3	6,11	32,95
52t	105595,00	619450,00	1,38	0,30	szántó	50	8,64	0	0	77,3	4,59	13,26
53t	105673,00	619543,00	1,45	0,33	szántó	90+	8,04	23	23	75,94	0	41,13
54t	105751,00	619424,00	1,77	0,38	szántó	90+	6,45	43,54	43,54	78,26	4,49	12,87
55t	105506,00	619300,00	1,57	0,32	szántó	90+	2,86	0,07	0,07	0,16	0,01	0,33
56t	105340,00	619238,00	1,14	0,36	szántó	90+	5,05	64,58	64,58	93,37	5,2	14,8

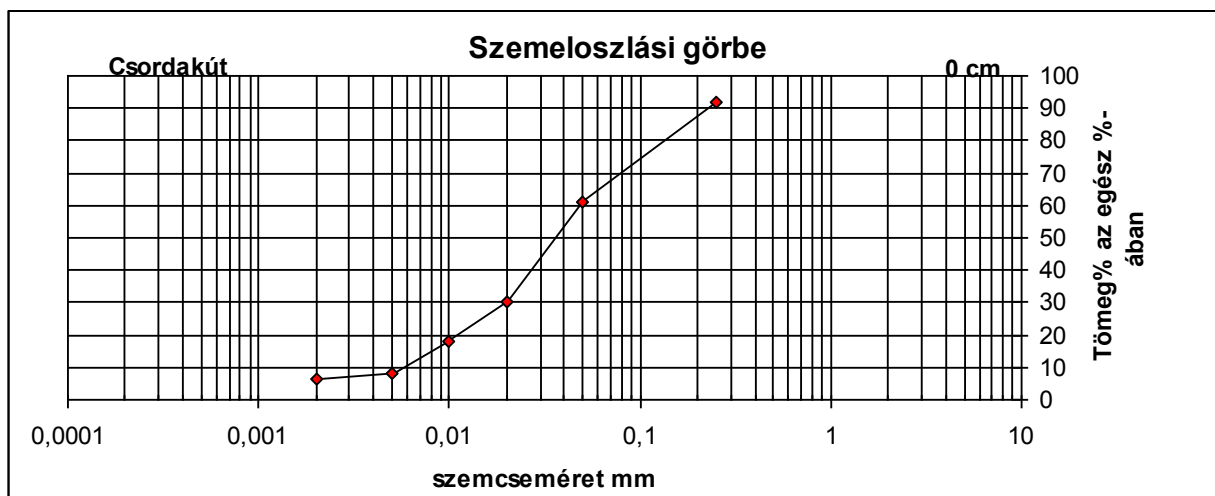
7. melléklet A laboratóriumi szélszatorna mérésekhez kapcsolódó talaj és üledék vizsgálati eredmények (2008. augusztus, ME: talajminta fújtási kísérlet előtt, MU: talajminta fújtási kísérlet után, 0-10 ill. 10-40: az adott magasságban csapdázott üledék mérési eredményei, LU: láda után csapdázódott üledék)

sorszám	id	honnan	szélesség	humusz %	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	AL-P ₂ O ₅ mg/kg	AL-K ₂ O mg/kg	összN mg/kg
1	Csanádpalota	ME	12,2	1,29	17,80	29,72	10,73	29,78	< 0,2	20,49	61,33	179,0	370,8	1402
-	Csanádpalota	MU	12,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	Csanádpalota	0-10	12,2	1,24	16,94	28,54	10,00	27,23	< 0,2	18,20	59,08	165,6	436,3	1183
3	Csanádpalota	10-40	12,2	1,22	16,09	27,53	9,38	25,34	< 0,2	17,65	73,18	189,0	393,9	1327
-	Csanádpalota	LU	12,2	1,36	-	-	-	-	-	-	-	133,3	266,6	1470
4	Csanádpalota	ME	13,7	1,45	17,14	28,24	9,54	26,06	< 0,2	19,75	56,53	164,8	455,6	1437
-	Csanádpalota	MU	13,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	Csanádpalota	0-10	13,7	1,32	15,03	26,60	8,24	23,95	< 0,2	16,76	54,18	166,0	428,1	1340
6	Csanádpalota	10-40	13,7	1,07	17,06	29,25	9,60	26,62	< 0,2	18,49	59,19	166,2	427,6	1218
-	Csanádpalota	LU	13,7	1,24	-	-	-	-	-	-	-	130,3	265,3	560
7	Csanádpalota	ME	14,5	1,32	17,12	28,84	9,79	27,23	< 0,2	21,15	62,27	174,3	460,9	1472
-	Csanádpalota	MU	14,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	Csanádpalota	0-10	14,5	1,28	16,17	27,85	9,75	24,61	< 0,2	18,53	57,02	168,1	440,2	1367
9	Csanádpalota	10-40	14,5	1,26	18,68	25,28	8,34	21,13	< 0,2	15,88	52,03	160,1	432,9	1209
-	Csanádpalota	LU	14,5	1,38	-	-	-	-	-	-	-	144,8	254	1505
10	Csanádpalota	ME	15,3	1,62	20,53	26,82	9,38	22,70	< 0,2	18,87	54,06	174,4	448,8	1428
-	Csanádpalota	MU	15,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	Csanádpalota	0-10	15,3	1,27	14,73	24,97	8,83	20,73	< 0,2	16,65	51,37	185,8	425,3	1235
12	Csanádpalota	10-40	15,3	1,06	14,45	25,67	10,02	21,75	< 0,2	15,86	53,04	149,7	432,9	1218
13	Csordakút	ME	12,3	1,50	17,38	25,91	9,27	21,40	< 0,2	17,74	51,84	311,0	434,8	1524
-	Csordakút	MU	12,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	Csordakút	0-10	12,3	1,35	14,27	22,01	8,01	18,09	< 0,2	14,15	50,80	280,1	386,7	1349
15	Csordakút	10-40	12,3	1,49	14,55	23,44	8,33	17,83	< 0,2	21,79	107,30	190,5	385,7	-
-	Csordakút	LU	12,3	1,22	-	-	-	-	-	-	-	216,2	250,6	1554
16	Csordakút	ME	13,4	1,46	18,10	26,82	9,60	22,55	< 0,2	19,42	54,54	302,8	428,6	1533
-	Csordakút	MU	13,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	Csordakút	0-10	13,4	1,44	16,96	24,78	8,55	23,48	< 0,2	18,77	53,47	285,5	392,0	1481
18	Csordakút	10-40	13,4	1,49	17,79	26,58	8,88	23,80	< 0,2	19,54	80,10	282,0	391,5	-
-	Csordakút	LU	13,4	1,62	-	-	-	-	-	-	-	213,6	252,7	1554
19	Csordakút	ME	14,3	1,68	20,36	29,74	10,25	27,01	< 0,2	22,47	60,74	329,9	442,6	1533
-	Csordakút	MU	14,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20	Csordakút	0-10	14,3	1,60	17,66	27,05	9,20	23,64	< 0,2	20,89	59,20	303,0	419,5	1384
21	Csordakút	10-40	14,3	1,38	21,22	27,79	9,63	24,88	< 0,2	20,97	70,51	288,7	404,1	1367
-	Csordakút	LU	14,3	2,42	-	-	-	-	-	-	-	218,2	241,4	1568
22	Csordakút	ME	15,0	1,68	20,29	29,95	9,87	26,62	< 0,2	23,20	60,50	309,4	397,8	1656
-	Csordakút	MU	15,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	Csordakút	0-10	15,0	1,40	17,10	26,52	9,00	23,36	< 0,2	19,86	56,46	246,3	401,2	1393
24	Csordakút	10-40	15,0	1,38	17,90	27,10	9,35	23,69	< 0,2	19,89	68,74	287,3	395,8	1384
-	Csordakút	LU	15,0	1,40	-	-	-	-	-	-	-	215,9	122,2	1611
25	Apátfalva	ME	12,0	1,89	17,52	26,24	10,53	25,82	< 0,2	22,82	54,22	316,4	374,2	1752
-	Apátfalva	MU	12,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	Apátfalva	0-10	12,0	1,66	14,49	22,15	9,12	21,40	< 0,2	18,67	50,03	279,4	328,4	1533
27	Apátfalva	10-40	12,0	1,63	16,02	24,90	10,99	24,10	< 0,2	24,47	79,05	-	-	-
-	Apátfalva	LU	12,0	2,03	-	-	-	-	-	-	-	229,5	221,4	1707
28	Apátfalva	ME	13,3	1,51	16,60	25,31	10,39	24,49	< 0,2	20,58	52,21	305,1	360,2	1647
-	Apátfalva	MU	13,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29	Apátfalva	0-10	13,3	1,49	14,83	22,06	9,55	21,94	< 0,2	19,60	50,17	285,7	325,5	1367
30	Apátfalva	10-40	13,3	1,63	14,74	22,82	9,68	22,02	< 0,2	21,13	72,45	307,6	344,3	1647
-	Apátfalva	LU	13,3	1,75	-	-	-	-	-	-	-	210,6	210,8	1760

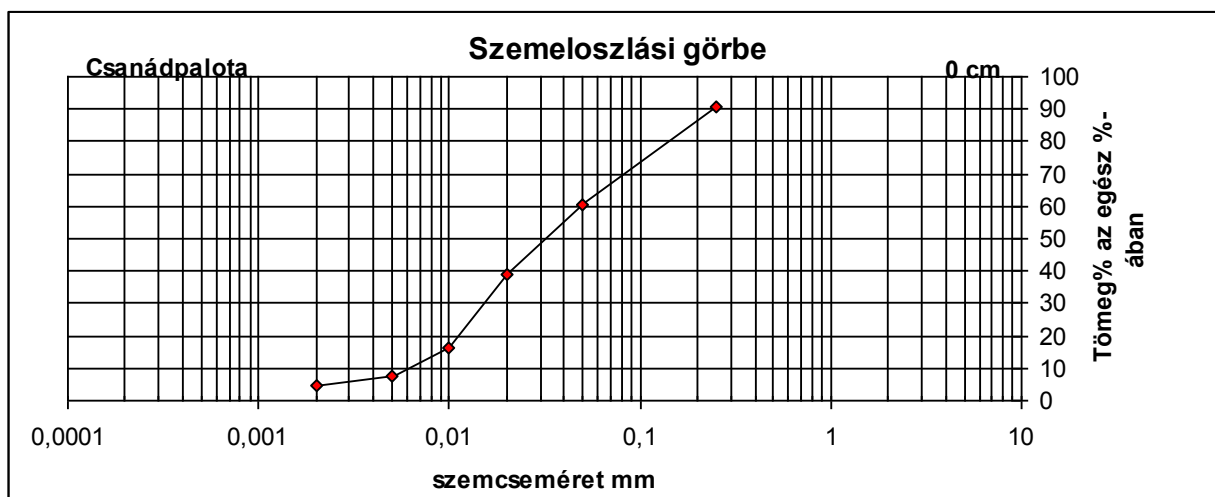
sorszám	id	honnan	szélesség	humusz %	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	AL-P ₂ O ₅ mg/kg	AL-K ₂ O mg/kg	összN mg/kg
31	Apátfalva	ME	14,6	1,96	16,46	24,79	9,69	24,10	< 0,2	20,43	52,92	303,9	374,7	1752
-	Apátfalva	MU	14,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32	Apátfalva	0-10	14,6	1,61	14,43	22,42	9,27	20,79	< 0,2	21,57	50,89	303,1	344,4	1489
33	Apátfalva	10-40	14,6	1,51	15,37	23,20	10,39	19,94	< 0,2	19,10	61,49	280,8	364,6	1490
-	Apátfalva	LU	14,6	1,93	-	-	-	-	-	-	-	226,7	212,8	1656
34	Apátfalva	ME	15,1	1,68	16,97	25,86	10,84	22,86	< 0,2	19,01	53,78	316,1	363,2	1700
-	Apátfalva	MU	15,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
35	Apátfalva	0-10	15,1	1,34	13,79	21,42	9,23	18,41	< 0,2	20,52	53,06	286,7	344,3	1358
36	Apátfalva	10-40	15,1	1,34	12,94	20,01	7,83	17,62	< 0,2	25,38	70,66	271,7	321,7	1262
-	Apátfalva	LU	15,1	1,22	-	-	-	-	-	-	-	231,5	228,2	2093

8. melléklet A labor szélsatorna kísérletek talajainak szemeloszlás görbéi

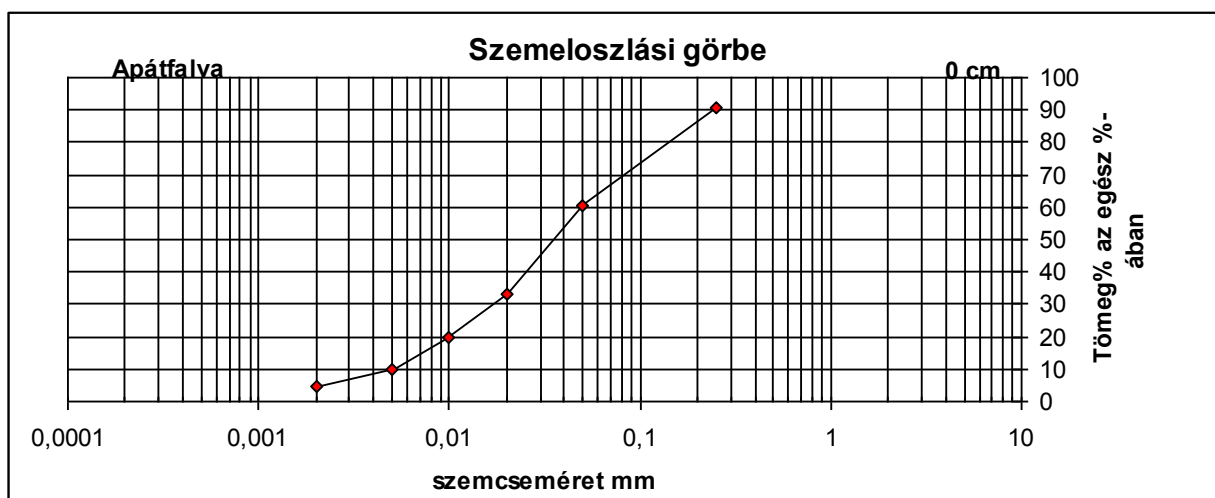
Csordakút:



Csanádpalota:



Apátfalva:



9. melléklet Aggregátum összetétel az apátfalvi mintaterületen a terepi szélcsatorna kísérletek parcelláin (%) (C, D kísérlet sorozatok, E: fújtás előtti minták, U: fújtás utáni minták)

	C1E1	C1U1	C1E2	C1U2	C1E3	C1U3
>4mm	19,31	13,70	11,23	23,66	8,55	14,16
>2mm	18,75	18,75	18,00	21,63	15,81	17,06
>1mm	24,55	26,41	26,52	24,72	26,16	25,55
>0,5mm	18,62	19,55	19,69	16,04	22,07	20,96
>0,25mm	8,69	9,66	9,99	6,84	11,80	10,47
<0,25mm	10,09	11,93	14,57	7,11	15,61	11,81
	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

	C2E1	C2U1	C2E2	C2U2	C2E3	C2U3
>4mm	15,99	13,80	9,04	18,85	15,51	17,57
>2mm	18,33	17,17	14,80	20,86	19,62	18,02
>1mm	23,75	23,94	25,67	25,53	23,78	23,15
>0,5mm	18,64	19,46	21,46	17,73	18,30	18,96
>0,25mm	9,73	10,46	12,00	7,83	9,40	10,04
<0,25mm	13,56	15,16	17,04	9,20	13,38	12,26
	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

	C3E1	C3U1	C3E2	C3U2	C3E3	C3U3
>4mm	21,34	15,10	16,43	29,12	11,85	16,09
>2mm	23,33	19,84	21,52	25,53	15,11	19,69
>1mm	25,02	25,67	27,04	22,61	23,04	23,61
>0,5mm	15,46	18,63	17,08	12,54	20,43	18,76
>0,25mm	6,82	8,98	7,53	4,58	11,80	9,80
<0,25mm	8,03	11,78	10,40	5,62	17,77	12,05
	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

	D1E1	D1U1	D1E2	D1U2	D1E3	D1U3
>4mm	16,11	22,34	13,28	27,36	21,07	25,40
>2mm	16,12	21,97	15,54	15,59	18,09	21,42
>1mm	23,03	23,16	25,31	21,60	22,82	22,98
>0,5mm	19,51	15,86	21,19	16,78	17,02	14,98
>0,25mm	11,16	7,40	11,98	8,87	9,05	6,83
<0,25mm	14,08	9,26	12,69	9,81	11,95	8,39
	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

	D2E1	D2U1	D2E2	D2U2	D2E3	D2U3
>4mm	17,24	17,68	18,00	27,21	20,30	33,77
>2mm	18,79	20,91	20,39	25,49	18,75	22,55
>1mm	25,67	27,14	25,47	23,55	24,15	20,47
>0,5mm	18,81	18,65	17,89	12,01	17,77	11,71
>0,25mm	9,22	8,06	8,36	4,38	8,54	4,90
<0,25mm	10,27	7,56	9,89	7,37	10,49	6,61
	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

	D3E1	D3U1	D3E2	D3U2	D3E3	D3U3
>4mm	11,25	21,87	12,59	9,06	11,51	14,42
>2mm	17,88	21,50	19,44	19,51	18,33	22,35
>1mm	25,62	24,43	28,48	27,42	26,48	26,20
>0,5mm	20,19	15,89	19,83	20,55	20,63	17,64
>0,25mm	10,87	7,38	8,98	10,43	10,23	8,47
<0,25mm	14,18	8,93	10,68	13,04	12,82	10,92
	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

10. melléklet Az apátfalvi terepi szélcsatorna kísérletek (2011. június 2-3.) során a talaj és a csapdázott üledék elemtartalma (ppm) (röntgen fluoreszcens spektrofotometria (XRF), C1-C2-C3 és D1-D2-D3 a kísérlet sorozat jele, 5-15-25-35 csapda magasság (cm), E1: kísérlet előtti talajfelszín mintája, U1-3: kísérlet utáni talajfelszín mintája, T: süllyesztett tálca mintája)

mg/kg	C1-5	C1-15	C1-25	C1-35	C2-5	C2-15	C2-25	C2-35	C3-5	C3-15	C3-25	C3-35
Mg	10150,10	9591,44	9372,26	10491,98	8776,83	9667,72	9595,06	9652,04	11396,74	10219,74	9490,14	8831,40
Al	57590,54	58985,27	59145,95	55939,58	56297,72	56128,58	61235,53	57633,95	55943,55	57932,81	60152,62	57956,10
Si	213518,88	221549,17	253198,75	219178,30	239524,68	240323,37	225015,75	228231,51	219965,56	235290,91	232542,51	229465,59
K	16174,07	18514,88	15678,69	16816,74	13331,25	13220,88	16292,73	14579,23	15067,56	14946,00	18280,47	18726,89
Ca	31299,39	31366,53	28980,84	30516,54	22610,18	21951,97	34419,37	32408,67	39093,62	36338,64	31222,96	28384,42
Ti	3245,10	3225,32	3425,21	3350,29	3185,46	3475,86	3366,77	3239,70	3153,39	3171,97	3289,45	3225,02
Fe	29052,86	26606,74	26675,58	26227,94	27503,42	26824,80	29911,09	27232,60	23820,27	26303,42	26747,92	27973,77
P	997,76	1091,74	830,22	1015,14	893,00	864,91	914,10	989,97	825,49	956,08	905,45	875,67
Zn	105,42	114,00	122,71	100,65	127,87	107,02	114,00	119,88	103,25	109,36	119,84	138,15
Mn	667,16	673,22	687,52	804,46	567,65	670,15	656,88	525,34	663,99	686,34	638,05	632,92
Rb	73,21	71,82	53,28	51,76	57,16	62,75	60,17	55,87	48,59	53,37	61,93	45,21

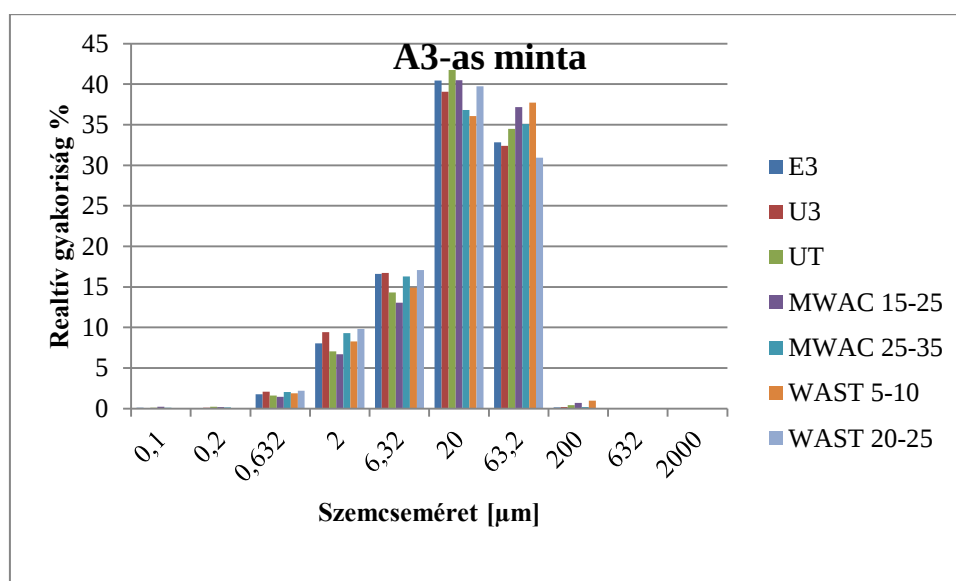
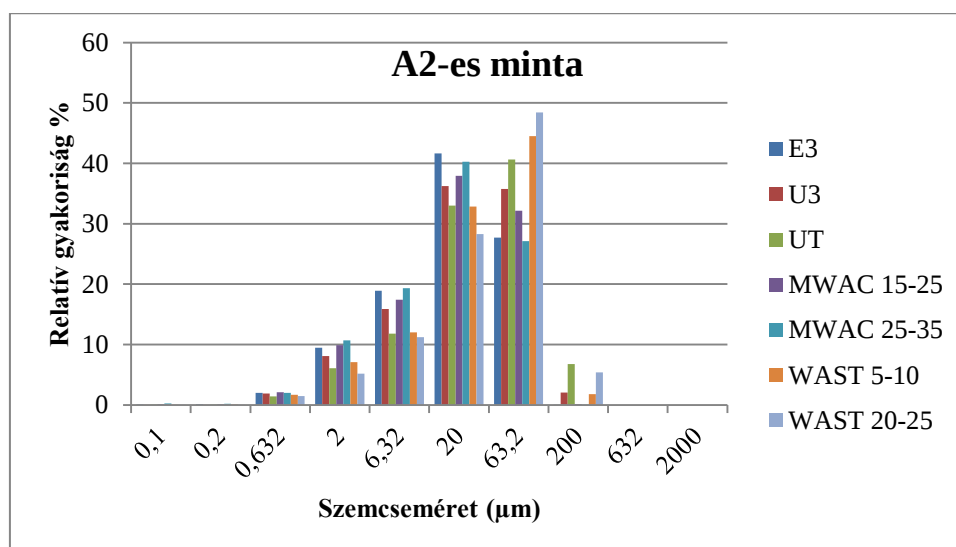
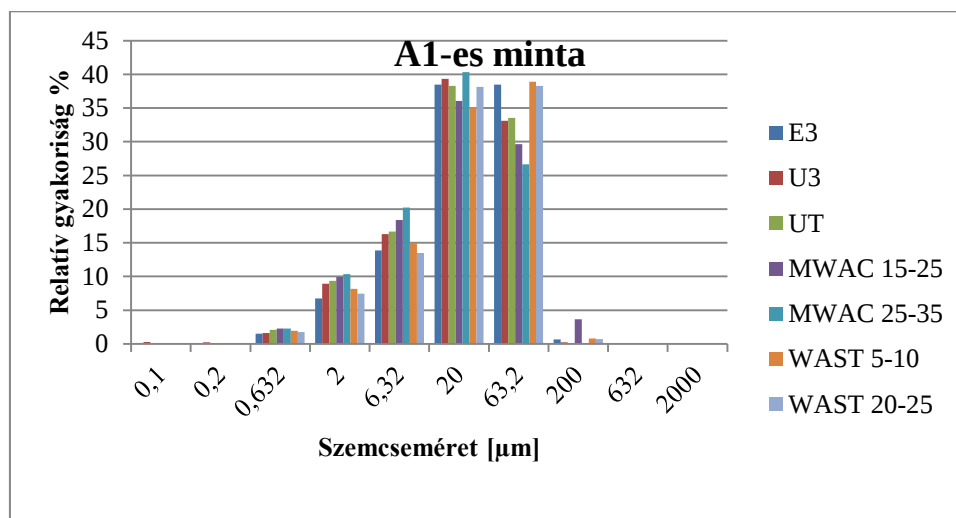
mg/kg	D1-5	D1-15	D1-25	D1-35	D2-5	D2-15	D2-25	D2-35	D3-5	D3-15	D3-25	D3-35
Mg	10509,47	9557,98	11690,08	9208,56	10230,29	10862,20	8585,09	8592,02	9884,19	9799,77	9069,27	9444,92
Al	56307,52	59998,30	61554,50	60955,47	52862,91	54387,88	51726,27	51368,92	57150,34	65502,31	54201,79	60412,30
Si	216413,58	230187,04	222816,15	205933,09	215789,88	206055,82	221303,94	211898,87	219478,83	205081,90	229050,03	225363,88
K	16363,26	16524,65	15910,62	20515,48	19058,80	15923,48	16219,29	14955,54	17006,34	19113,57	16578,17	17656,47
Ca	26715,86	28586,91	33224,38	34239,73	30778,68	38182,91	32021,89	29236,19	25022,30	34091,87	32025,82	28167,63
Ti	3236,11	3140,50	3141,70	3184,26	3014,33	3231,31	3334,71	3146,80	3373,67	3149,49	3202,54	3475,26
Fe	28420,71	24365,75	28302,60	26680,82	24737,56	26172,03	25562,95	25829,58	26339,07	27151,53	27536,96	28923,21
P	910,08	782,77	898,65	888,59	868,80	856,14	747,80	866,85	831,94	868,20	873,12	999,33
Zn	116,56	106,52	102,74	98,66	94,92	112,90	90,52	105,64	86,01	99,92	113,52	110,94
Mn	653,49	597,61	943,08	607,61	650,22	697,24	707,35	655,18	502,87	636,73	621,14	628,90
Rb	51,87	42,94	62,97	41,72	32,42	55,64	45,05	38,86	52,66	57,47	69,89	50,61

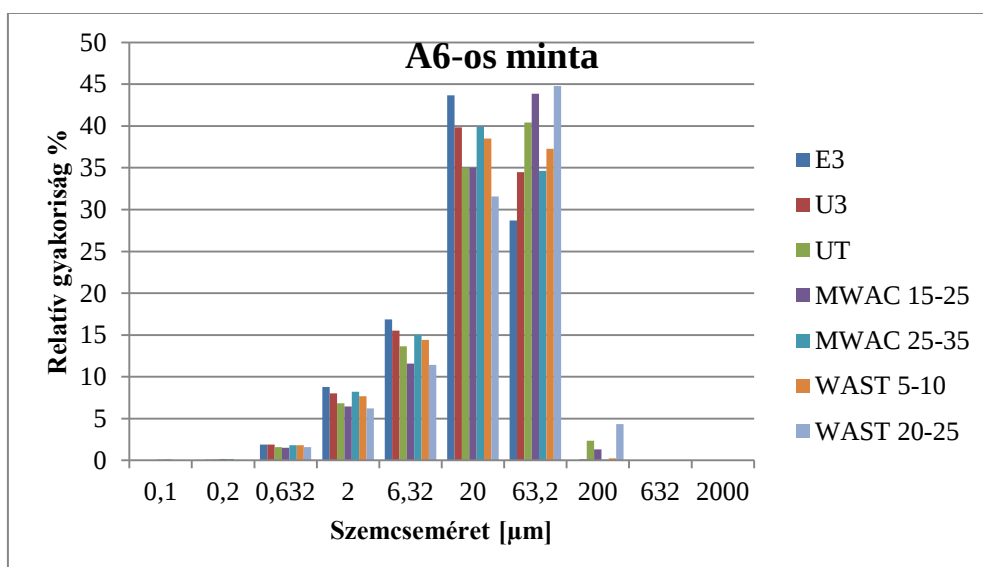
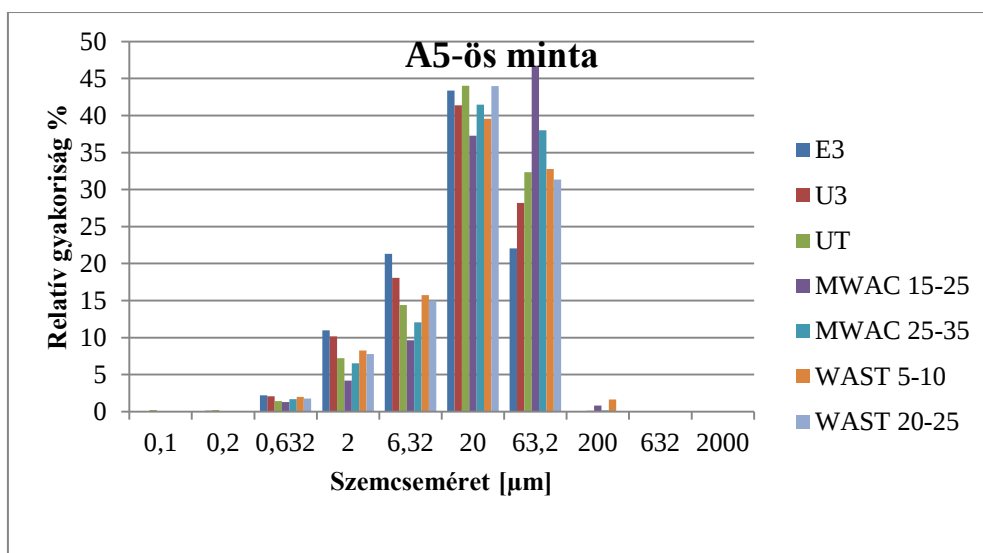
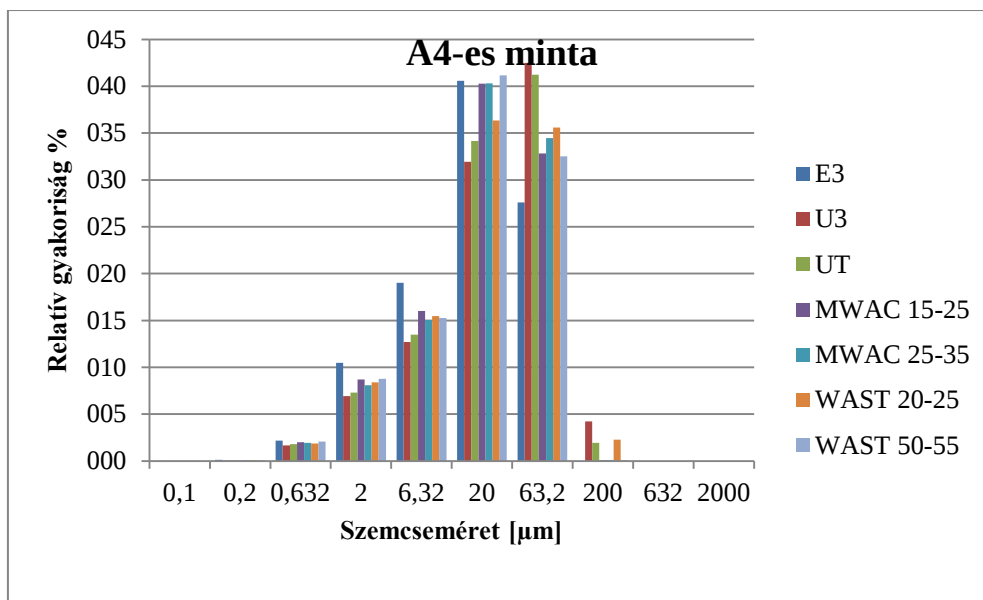
mg/kg	C1E1	C1U1	C1U2	C1U3	C2E1	C2U1	C2U2	C2U3	C3E1	C3U1	C3U2	C3U3
Mg	11258,05	10131,40	12225,22	12319,88	9662,59	9477,48	10502,53	9772,33	9150,37	9599,89	8468,71	9671,04
Al	53604,62	58729,57	51697,15	53532,62	53966,73	57037,57	62394,94	55450,40	54143,55	54616,32	58613,63	58446,60
Si	225642,24	241794,05	202654,34	225628,24	204564,61	226964,99	218411,81	201051,36	203016,93	217012,53	237375,24	236838,35
K	12413,51	13734,10	14718,64	13642,00	11853,41	16474,45	16152,08	16122,63	16569,05	16128,02	18165,13	15220,24
Ca	34579,37	26376,22	42310,02	25984,43	22179,47	26376,22	20553,41	26562,64	31007,61	32214,03	26473,00	24488,02
Ti	3092,85	3048,50	2978,37	4727,99	3889,14	3357,48	3136,31	3499,84	3571,47	3495,64	3120,72	3100,34
Fe	24115,90	24076,06	24494,70	28374,58	21828,43	27326,95	23863,60	29292,93	26866,73	26180,77	30855,29	26657,76
P	970,57	839,63	782,25	825,24	757,80	859,99	912,85	965,68	847,15	832,80	773,71	882,83
Zn	85,83	77,76	114,33	112,61	87,07	102,85	102,46	115,89	100,36	133,83	106,83	105,24
Mn	460,96	567,67	584,37	816,35	433,52	941,55	730,96	769,37	738,73	515,39	609,85	626,74
Rb	56,51	58,74	47,88	61,21	56,85	56,22	60,61	58,79	57,47	75,23	48,77	61,64

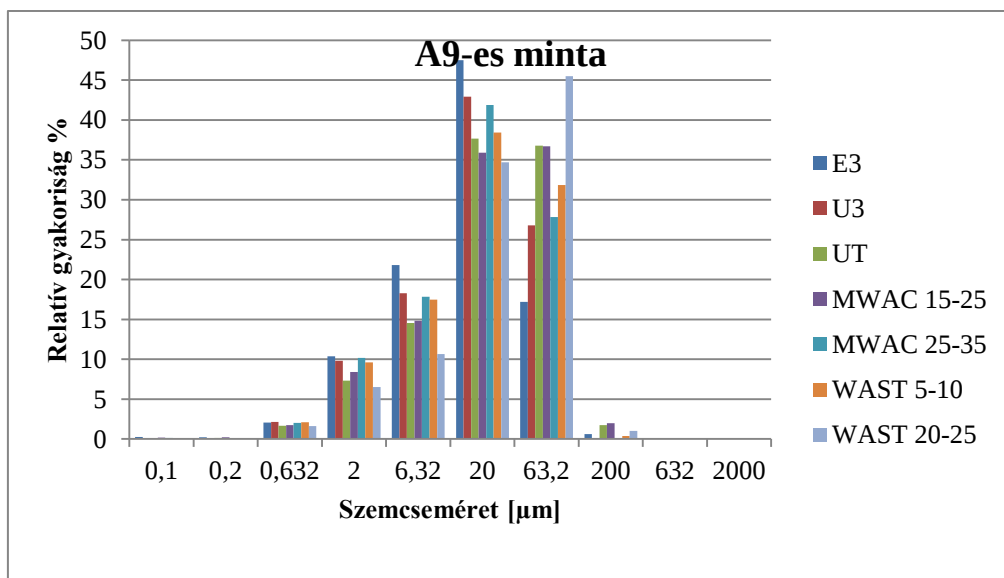
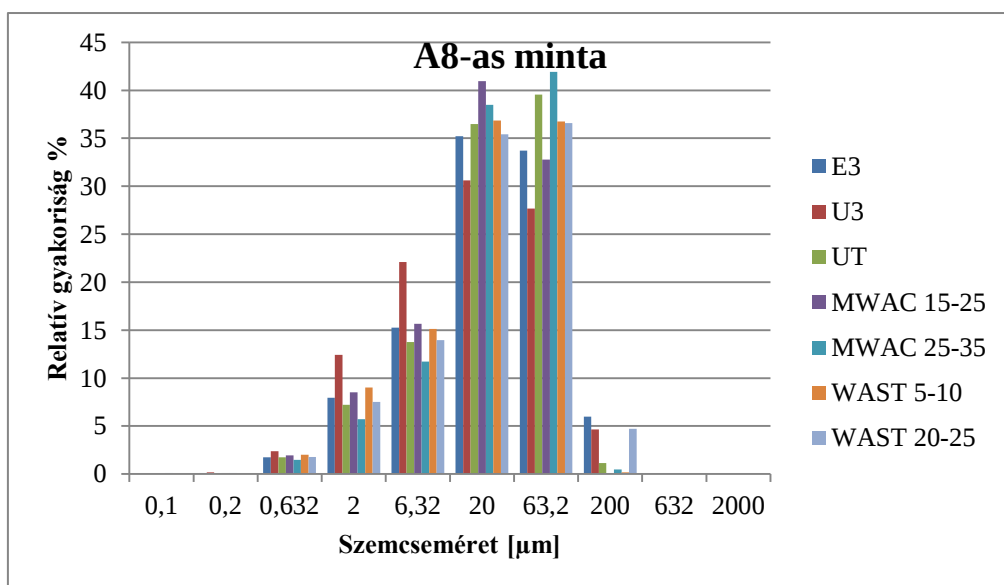
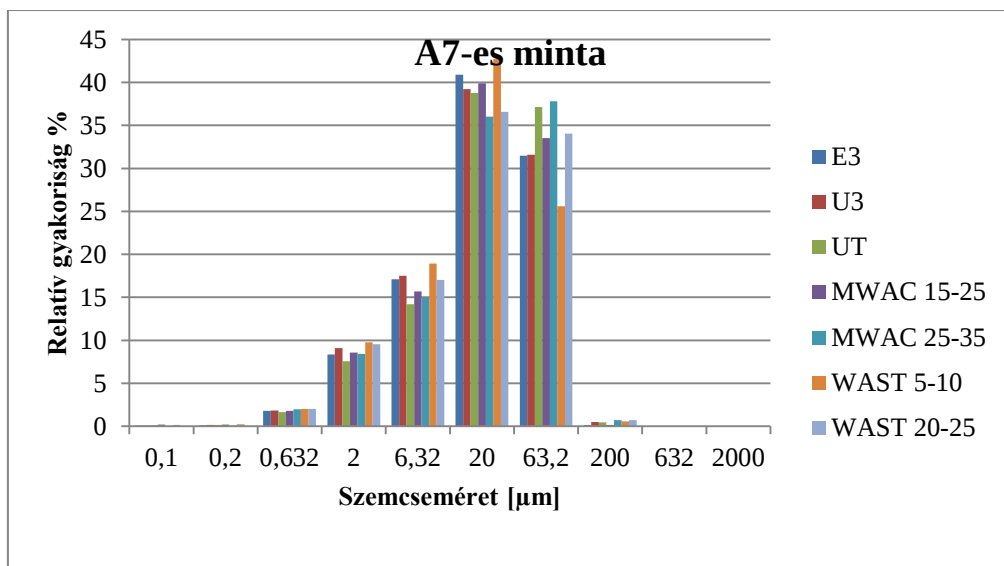
mg/kg	D1E1	D1U1	D1U2	D1U3	D2E1	D2U1	D2U2	D2U3	D3E1	D3U1	D3U2	D3U3	D3E2	D3E3
Mg	9896,25	12397,67	10463,04	10806,43	10255,92	10371,99	11154,04	10982,19	10128,99	9386,74	10791,66	10889,64	10390,38	10912,25
Al	57632,37	55782,87	59083,48	57820,04	61409,18	58709,98	63085,29	59405,89	53627,12	60184,39	57975,69	61055,80	59045,10	61221,24
Si	237774,00	201503,32	222040,09	224061,67	214306,61	222528,22	226437,67	217816,82	213527,75	234740,71	217954,25	225501,08	220597,65	226010,20
K	16013,92	16560,33	15969,12	17037,87	20066,57	15482,87	17844,00	16594,36	16285,68	15068,39	14712,00	17873,46	16965,27	17289,30
Ca	29228,69	34077,23	32976,88	32197,60	33355,09	25151,58	23851,24	35316,86	31905,10	21178,40	25530,87	33966,16	24974,80	33224,02
Ti	3180,06	3274,77	3529,21	3315,83	3156,39	3170,17	3529,81	3235,81	3052,69	3048,20	4074,05	3093,45	3416,82	3058,39
Fe	25275,36	27545,00	26327,54	28388,91	27685,48	25465,80	27859,15	27371,33	29663,34	25840,76	25761,43	27230,50	27244,83	26401,27
P	1024,00	904,15	828,91	853,43	815,71	848,60	1600,13	1053,95	1196,84	892,70	874,14	1001,53	1103,57	949,05
Zn	93,49	93,25	83,84	119,76	108,66	105,70	103,10	107,32	98,57	109,12	115,63	106,83	93,70	110,51
Mn	580,12	641,96	599,55	588,38	614,25	596,18	605,10	625,09	811,31	525,71	512,86	795,33	895,14	596,94
Rb	38,99	55,64	52,52	69,12	73,79	71,67	66,10	68,81	51,56	53,59	58,86	62,48	78,29	52,80

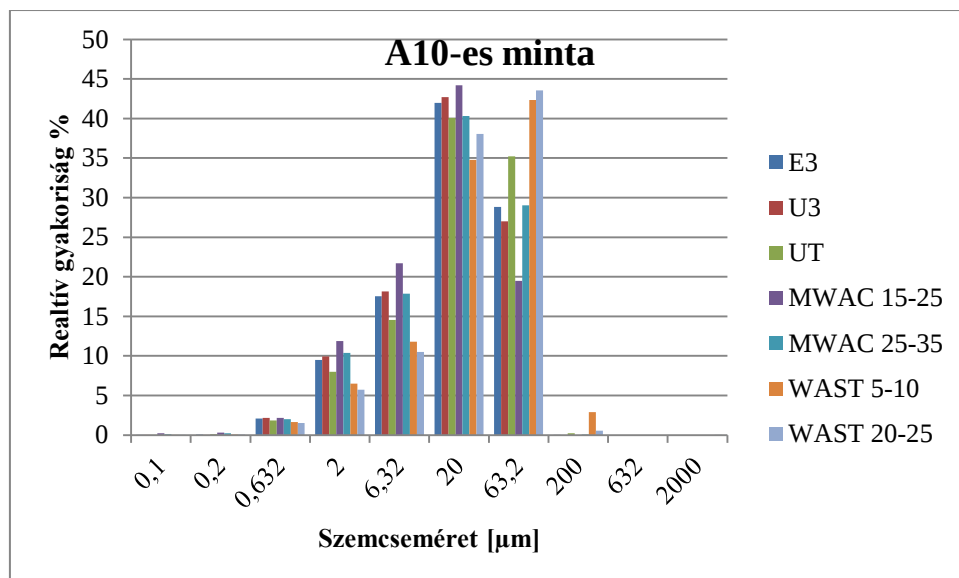
mg/kg	C1-T	C2-T	C3-T	D1-T	D2-T	D3-T
Al	9678,27	11756,11	9193,18	10019,25	12836,03	10073,52
Si	51903,89	63012,50	57888,60	53017,50	58769,27	59811,15
K	173486,92	211144,52	231543,86	227872,18	210097,57	221869,53
Ca	14475,93	17535,74	13324,19	12586,10	17461,89	14726,11
Ti	21892,68	23769,45	25491,58	26806,21	38560,05	25245,51
Fe	2968,18	3156,99	3330,21	3754,58	3324,22	3213,33
P	702,23	883,06	1424,54	887,67	1126,74	1001,13
Zn	113,17	78,80	84,96	119,36	107,49	101,22
Mn	459,09	987,21	437,55	518,63	737,13	697,75
Rb	57,91	49,57	40,97	43,60	54,98	61,10

11. melléklet A Szeged mellett vizsgált csernozjom talajok mechanikai összetétele (E: fűjatas előtti talajfelszín, U: fűjatas utáni talajfelszín, UT: süllyesztett tálcában gyűlt szediment, MWAC, WAST csapdázók különböző magasságaiban gyűlt szediment)









12. melléklet A szegedi mintaterület talajának aggregátum összetétele (%)

szítaméret	A1u	A2u	A3u	A4u	A5u	A6u	A7u	A8u	A9u	A10u
5mm<	4,01	0,00	1,89	3,12	0,77	0,00	0,00	3,20	1,87	0,00
3,15-5mm	5,39	2,43	3,86	4,01	3,43	1,92	3,18	4,73	6,41	0,97
2-3,5mm	4,01	3,51	8,51	8,28	4,76	3,32	5,60	4,81	4,67	4,53
1-2mm	10,12	8,91	24,47	23,80	25,59	16,09	15,78	19,07	14,82	14,24
0,50-1mm	9,98	14,44	21,05	20,02	23,49	13,28	16,28	19,15	17,76	17,15
0,25-0,50mm	13,51	21,19	15,26	14,18	16,12	15,20	16,03	17,70	15,09	18,12
0,125-0,25mm	9,59	9,58	4,96	4,88	2,61	4,09	5,09	7,70	6,81	8,74
0,10-0,125mm	6,30	6,21	7,15	4,39	4,07	4,47	5,09	1,91	1,07	1,29
0,10mm>	37,09	33,74	12,85	17,33	19,16	41,63	32,95	21,74	31,51	34,95

A sülyesztett tálca mintáinak aggregátum eloszlása tömegszázalékban.

szítaméret	A1/E1	A2/E1	A3/E1	A4/E1	A5/E1	A6/E1	A7/E1	A8/E1	A9/E1	A10/E1
20mm <	5,01	2,42	0,00	3,36	0,00	0,00	0,00	1,81	0,00	0,00
10-20mm	7,97	7,63	5,61	4,66	3,16	3,92	5,54	4,80	4,45	2,50
5-10mm	10,27	12,57	9,97	8,40	7,99	9,49	9,19	12,39	9,85	9,92
3,15-5mm	9,50	9,09	9,06	7,75	8,72	9,69	7,87	9,29	9,91	8,51
2-3,5mm	9,93	10,57	8,73	12,46	9,81	8,70	7,76	7,99	8,59	10,95
1-2mm	16,18	16,22	20,27	15,58	19,13	20,99	19,97	18,11	19,73	17,91
0,50-1mm	14,09	14,71	19,69	16,08	16,84	14,75	17,74	15,82	17,18	15,61
0,25-0,50mm	10,26	9,47	7,80	10,87	13,50	13,11	12,02	11,98	9,86	13,12
0,125-0,25mm	8,93	6,07	7,38	11,09	9,67	6,90	8,91	9,56	8,52	9,58
0,10-0,125mm	2,49	2,63	3,38	3,60	3,09	2,93	2,69	2,58	2,26	2,86
0,10mm>	5,39	8,63	8,10	6,15	8,08	9,52	8,32	5,67	9,65	9,04

A fújtási kísérlet megkezdése előtt, az 1. mintavételi ponton a talaj aggregátum összetétele

szítaméret	A1/U1	A2/U1	A3/U1	A4/U1	A5/U1	A6/U1	A7/U1	A8/U1	A9/U1	A10/U1
20mm <	4,79	0,00	0,00	0,00	0,00	1,52	0,00	0,00	0,00	0,00
10-20mm	9,27	13,46	5,10	7,02	6,58	5,33	7,78	8,37	2,93	3,58
5-10mm	10,61	15,99	8,66	10,25	9,03	8,23	12,21	9,53	7,64	8,91
3,15-5mm	7,87	10,86	9,15	8,68	8,16	8,25	9,13	9,79	9,54	9,98
2-3,5mm	8,46	9,33	10,25	13,41	8,40	9,31	8,81	10,06	10,37	11,00
1-2mm	18,08	19,50	18,81	15,55	19,71	18,67	16,75	18,48	21,40	21,22
0,50-1mm	11,87	9,44	16,48	14,94	16,91	18,21	14,74	15,92	16,31	17,95
0,25-0,50mm	10,62	8,96	12,50	11,02	11,85	9,80	11,31	10,84	11,94	9,39
0,125-0,25mm	8,19	4,42	8,59	8,86	8,47	9,11	6,97	7,99	8,78	7,85
0,10-0,125mm	2,29	1,96	1,57	1,91	2,18	1,94	4,83	2,10	2,11	2,77
0,10mm>	7,96	6,07	8,88	8,34	8,70	9,63	7,47	6,92	8,99	7,35

A fújtási kísérlet megkezdése után, az 1. mintavételi ponton a talaj aggregátum összetétele

szítaméret	A1/E3	A2/E3	A3/E3	A4/E3	A5/E3	A6/E3	A7/E3	A8/E3	A9/E3	A10/E3
20mm <	4,51	0,00	0,00	1,68	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
10-20mm	8,35	9,90	6,53	4,86	4,70	4,88	5,33	10,09	3,50	5,55
5-10mm	6,93	8,91	8,53	7,54	7,92	9,87	9,05	13,97	11,34	12,01
3,15-5mm	10,15	8,78	7,08	7,08	9,06	8,93	8,35	9,39	8,99	10,65
2-3,5mm	9,91	8,97	8,47	9,28	10,23	9,22	10,84	11,68	10,26	10,62
1-2mm	18,21	17,40	19,28	21,58	19,06	24,60	24,59	18,66	21,95	23,21
0,50-1mm	14,78	14,98	15,67	20,31	18,61	12,79	14,76	14,40	14,84	14,35
0,25-0,50mm	11,87	11,56	12,97	9,44	15,67	13,32	8,95	7,92	11,18	9,75
0,125-0,25mm	6,38	9,91	10,06	9,24	9,51	10,65	8,89	7,94	11,85	8,59
0,10-0,125mm	2,65	1,85	2,11	2,78	1,40	1,62	1,60	1,21	1,43	1,35
0,10mm>	6,26	7,74	9,30	6,20	3,84	4,11	7,64	4,76	4,66	3,93

A fűtési kísérlet megkezdése előtt, a 3. mintavételi ponton a talaj aggregátum összetétele

szítaméret	A1/U3	A2/U3	A3/U3	A4/U3	A5/U3	A6/U3	A7/U3	A8/U3	A9/U3	A10/U3
20mm <	2,86	3,00	0,00	2,29	0,00	3,98	0,00	0,00	0,00	0,00
10-20mm	8,47	7,18	12,73	7,08	2,94	10,77	2,83	11,13	2,27	7,41
5-10mm	16,29	9,62	12,52	9,10	8,96	10,61	8,68	13,19	10,34	15,13
3,15-5mm	11,14	7,88	7,83	8,40	7,99	8,48	7,96	11,14	9,04	13,24
2-3,5mm	10,18	7,96	8,46	8,64	9,38	8,95	9,77	10,32	9,98	12,18
1-2mm	16,89	15,37	16,81	18,23	21,34	17,44	22,24	19,98	21,17	20,30
0,50-1mm	12,21	15,85	13,76	16,33	18,26	14,24	16,10	13,24	17,22	13,43
0,25-0,50mm	9,31	10,25	10,78	12,22	14,61	10,05	13,91	8,79	13,12	8,16
0,125-0,25mm	4,32	7,51	5,17	5,74	6,78	6,93	7,94	4,18	7,36	3,71
0,10-0,125mm	1,12	3,36	2,33	2,05	1,48	1,29	1,56	1,07	1,18	0,99
0,10mm>	7,21	12,01	9,61	9,92	8,25	7,26	9,01	6,97	8,33	5,46

A fűtési kísérlet megkezdése után, a 3. mintavételi ponton a talaj aggregátum összetétele

13. melléklet A WAST és az MWAC csapdázók által különböző magasságokban gyűjtött szediment mennyisége (g)

	A1 (g)	A2 (g)	A3 (g)	A4 (g)	A5 (g)	A6 (g)	A7 (g)	A8 (g)	A9 (g)	A10 (g)
Szélesség	14 (m/s)	12 (m/s)	16 (m/s)	16 (m/s)	14 (m/s)	13 (m/s)	15 (m/s)	15 (m/s)	14 (m/s)	13 (m/s)
MWAC										
5-15 cm	0,6033	0,6195	1,8694	8,5336	1,5816	0,6482	1,1773	1,3330	1,0834	0,9845
15-25 cm	0,2871	0,8299	3,3899	4,2241	1,7907	0,3621	1,1520	0,7459	0,8280	0,6669
25-35 cm	0,1302	0,5071	0,9618	2,1091	0,9010	0,2265	0,6184	0,4633	0,4934	0,2664
35-45 cm	0,0846	0,3656	0,9839	2,0105	0,8269	0,1394	0,5242	0,4137	0,4301	0,1572
45-55 cm	0,0350	0,1795	0,5954	1,5496	0,4743	0,1159	0,3141	0,3332	0,2707	0,1229
55-65 cm	0,0500	0,0631	0,4501	0,7744	0,3000	0,0375	0,2096	0,1799	0,1637	0,0478
WAST										
5-10 cm	1,5481	1,0644	3,2594	7,1003	2,3550	1,0606	2,6755	3,0015	2,4010	1,2348
20-25 cm	0,5105	0,1310	1,9162	5,7729	0,3728	0,8479	1,6957	2,1069	0,1881	0,2336
50-55 cm	0,0517	0,1829	0,5024	0,9616	2,1786	0,1538	0,2107	0,2956	0,9666	0,0332

14. melléklet A Szeged melletti terepi szélcsatorna kísérletek során a talaj és a csapdázott üledék elemtartalma (röntgen fluoreszcens spektrofotometria (XRF), E: fújtás előtti talajfelszín, U: fújtás utáni talajfelszín, ÚT: süllyesztett tálcában összegyűlt szediment, MWAC, WAST csapdázók különböző magasságaiban megfagott szediment)

Ca ppm										
n=10	E	U	UT	MWAC 5-15	MWAC 15-25	MWAC 25-35	MWAC 35-	WAST 5-10	WAST 20-25	WAST 50-55
Minimum	60297,3	67437,3	58405,2	60690	68294,1	64581,3	64367,1	47481	59476,2	69650,7
Maximum	94926,3	90892,2	94997,7	95319	88143,3	111419,7	108635,1	84573,3	89142,9	90535,2
Szórás	11796,95	6926,19	10054,52	11522,56	5763,72	16370,58	14107,69	11957,50	9223,99	7313,49
Átlag	79309,53	79995,77	80003,7	85394,4	80853,36	88168,29	84719,67	65957,73	75390,47	78004,5

P ppm										
n=10	E	U	UT	MWAC 5-15	MWAC 15-25	MWAC 25-35	MWAC 35-	WAST 5-10	WAST 20-25	WAST 50-55
Minimum	1329,8	1656,8	1460,6	1482,4	1133,6	1613,2	1569,6	1635	1504,2	893,8
Maximum	2310,8	2289	3553,4	2419,8	2572,4	4621,6	3945,8	4621,6	3030,2	2943
Szórás	306,56	200,53	652,89	324,45	431,25	999,90	860,91	1041,65	460,39	604,45
Átlag	1751,27	1855,42	2278,1	1889,33	1896,6	2366,51	2332,6	2662,02	2020,13	1749,45

Mg ppm										
n=10	E	U	UT	MWAC 5-15	MWAC 15-25	MWAC 25-35	MWAC 35-	WAST 5-10	WAST 20-25	WAST 50-55
Minimum	5160	9540	5700	10020	5520	8850	6690	5700	7230	5490
Maximum	12780	15360	17370	15930	14580	16110	19470	14280	13170	18600
Szórás	2453,64	2170,64	3773,36	2178,00	2971,90	2267,29	3809,49	2973,75	2243,26	4837,82
Átlag	8000	12426,67	11619	12297	11304	12429	11811	9523,33	10443,33	9753,75

K ppm										
n=10	E	U	UT	MWAC 5-15	MWAC 15-25	MWAC 25-35	MWAC 35-	WAST 5-10	WAST 20-25	WAST 50-55
Minimum	31291	35856	33739,5	32038	35731,5	35980,5	33490,5	22576	31540	31291
Maximum	49551	49053	45982	46687,5	60009	45110,5	57228,5	63370,5	48181,5	52663,5
Szórás	5803,81	4610,27	3437,45	4268,18	7292,72	2716,48	7657,45	11057,67	5651,89	6819,61
Átlag	39812,33	40453,28	39350,3	39171,85	41051,8	40877,5	42525,05	39342,00	40776,06	39777,75

Mn ppm										
n=10	E	U	UT	MWAC 5-15	MWAC 15-25	MWAC 25-35	MWAC 35-	WAST 5-10	WAST 20-25	WAST 50-55
Minimum	948	1137,6	1137,6	790	1137,6	1074,4	1200,8	1042,8	1106	1295,6
Maximum	1801,2	1674,8	1896	1990,8	1769,6	1706,4	2212	2054	2275,2	2496,4
Szórás	233,56	164,57	226,89	296,17	204,28	211,22	330,23	321,91	346,95	379,58
Átlag	1304,218	1368,28	1411,47	1279,8	1349,32	1399,88	1551,56	1499,244444	1513,64	1595,8

15. melléklet A Szeged melletti kísérletek során a terepi szélcsatorna alatti 1. és a 3. mintavételi pont fújatás előtti (E) és utáni (U) AL-P₂O₅ és AL-K₂O tartalma (mg/kg)

	AL-P ₂ O ₅				AL-K ₂ O			
	E1 mg/kg	U1 mg/kg	E3 kg/kg	U3 mg/kg	E1 mg/kg	U1 mg/kg	E3 mg/kg	U3 mg/kg
A1	196,12	198,5	197,4	210,5	355,78	357,71	381,43	411,89
A2	183,29	199,37	202,21	207,7	360,72	752,86	387,09	375,41
A3	172,9	175,19	195,38	199,6	332,3	320,26	362,77	354,22
A4	192,59	184,71	176,74	207,61	334,35	346,15	309,19	336,64
A5	169,05	192,63	238,3	188,24	316,05	340,73	324,6	302,2
A6	180,09	173,03	183,98	203,67	322,19	639,56	322,91	343,02
A7	179,31	195,66	179,81	191,9	339,29	814,63	331,94	335,68
A8	189,06	198,91	201,66	209,58	329,17	373,24	344,58	347,47
A9	191,86	187,14	194,56	208,62	327,73	369,51	339,89	339,89
A10	195,29	189,84	197,86	209,26	368,54	361,56	340,25	349,16
átlag	184,96	189,50	196,79	203,67	338,61	467,62	344,47	349,56
max	196,12	199,37	238,3	210,5	368,54	814,63	387,09	411,89
min	169,05	173,03	176,74	188,24	316,05	320,26	309,19	302,2
szórás	9,49	9,54	17,12	7,90	17,40	190,26	25,42	28,52