

# **TALAJPUSZTULÁS TÉRBEN ÉS IDŐBEN**

**Az "Eróziós kerekasztal 2013" közleményei**

**Budapest, 2013. december 12.**

MTA CSFK Földrajztudományi Intézet

Budapest, 2014

Szerkesztette

JAKAB GERGELY

SZALAI ZOLTÁN

A tanulmányokat lektorálták:

BASSA LÁSZLÓ

CENTERI CSABA

JAKAB GERGELY

MADARÁSZ BALÁZS

RUSZKICZAY-RÜDIGER ZSÓFIA

VARGA GÁBOR

ISBN: 978-963-9545-43-4

Felelős kiadó: KOCSIS KÁROLY MTA CSFK Földrajztudományi Intézet igazgató

## TARTALOM

BOROS LÁSZLÓ: Talajerózió különböző talajadottságú, eltérő lejtésviszonyú és növényi borítottságú területeken.....	4
JAKAB GERGELY –SZABÓ JUDIT–MADARÁSZ BALÁZS–MÉSZÁROS ERZSÉBET– SZALAI ZOLTÁN: Az erózió által mozgatott szén szerepe a szénkörforgalomban.....	9
KERTÉSZ ÁDÁM: A talajerózió mint globális probléma.....	18
MADARÁSZ BALÁZS–CSEPINSZKY BÉLA–BENKE SZABOLCS: Gyepes sávok szerepe a talajerózió elleni védekezésben.....	32
VARGA, GYÖRGY– BRADÁK, BALÁZS– SZEBERÉNYI, JÓZSEF: Geographical distribution and geomorphological characteristics of major global dust source areas.....	40
CENTERI, CSABA–JAKAB,GERGELY–BARTA, KÁROLY–FARSANG, ANDREA– SZABÓ, SZILÁRD– SZALAI, ZOLTÁN –BIRÓ, ZSOLT: Dependence of soil erodibility factor on the measurements of soil particle size distribution.....	47
SZABÓ BOGLÁRKA: Talajveszteség modellezésének tapasztalatai Gerézdpusztán .....	54
BALOGH JÁNOS–JAKAB GERGELY– SZALAI ZOLTÁN– SZEBERÉNYI JÓZSEF–VICZIÁN ISTVÁN: Omlás és csúszásveszélyes partfalak állékonyságának komplex biztosítása a dunai magaspartokon – az épített rézsúk erózióvédelme és monitorozása.....	66

# TALAJERÓZÍÓ KÜLÖNBÖZŐ TALAJADOTTSÁGÚ, ELTÉRŐ LEJTÉSVISZONYÚ ÉS NÖVÉNYI BORÍTOTTSÁGÚ TERÜLETEKEN

BOROS LÁSZLÓ

## SOIL EROSION IN THE REGIONS OF DIFFERENT TYPES OF SOIL, SLOPE AND VEGETATION

### Abstract

Water (either rain or melting snow), running down on the slopes of mountains and hills, plays a more or less tangible but always a measurable role in formation or degradation of sloping surfaces. The significant factors of soil erosion are the amount of rainfall, the size of raindrops, the intensity of rainfall or the amount of melting snow, the rapidity of melting, the steepness, length, shape and exposure of slopes. The degree of erosion is influenced by both the surface vegetation and the structure, water regulation and humidity of soil types. Human activities such as cultivation, loosening, removing of surface vegetation, improper drainage etc. significantly contribute to soil degradation, so today's erosion must be characterised as accelerated erosion. The outward shapes of erosion can be 1. raindrop erosion 2. veil erosion 3. microsolifluctional erosion 4. furrow erosion 5. ditch erosion 6. pit erosion 7. diluvial erosion 8. sedimentational erosion (accumulation). Since 1961 under the direction professor Pinczés I have made field studies of furrow erosion, ditch erosion, microsolifluctional erosion and accumulation. First I made my research on the Tokaj hill covered with loess and planted with vinesticks, then on the hills of the Cserehát and the sand dunes of the north-western Nyírség.

**Keywords:** soil, erosion, erosion forms, deposition

### Bevezetés

Lejtős térszínek formálásában, pusztításában egyes esetekben látványos, más esetekben kevésbé látványos, de mérhető szerepet játszik a hegy- (domb-) oldalakon lefolyó csapadék (eső-, ill. hóolvadék-) víz. A talajerózió (talajpusztulás) kiváltó tényezői a csapadék (eső) vízmennyisége, cseppnagysága, intenzitása, időtartama, ill. az olvadó hó mennyisége (vastagsága), az olvadás ideje (gyorsasága), a lejtő meredeksége, hossza, alakja, kitettsége. Az erózió mértékét befolyásolja a felszín növényi borítottsága, a talaj szerkezete, vízgazdálkodása és nedvességi állapota. Legerősebb talajpusztulással a meredek, hosszú, gyér növényzettel fedett (pl. szőlővel betelepített) lejtőkön heves nyári felhőszakadások, vagy gyors hóolvadás idején – amikor „meleg” eső is elősegíti az olvadást – kell számolni. Az antropogén tényezők (a talaj művelése, fellazítása, a fedő növényzet eltávolítása, helytelen vízelvezetés, az utak rossz irányba kijelölt nyomvonala stb.) nagyon elősegítik a talaj pusztulását, ezért napjainkban gyorsított erózióról kell beszélnünk.

KERÉNYI A. (1981) nyolc eróziós formát ír le, úm. csepperózió, lepelerózió, mikroszoliflukció, barázdás erózió, árkos erózió, szakadékos erózió, kémiai vagy oldásos erózió, szedimentáció (akkumuláció). Tokaj-Hegyalján mind a nyolc felsorolt eróziós forma ismert és szerepet játszik a löszfelszín formálásában. Az árkos-, a barázdás- és mikroszoliflukciós erózió vizsgálatába PINCZÉS Z. segítőjeként 1961-ben kapcsolódtam be. Vizsgálataimat később kiterjesztettem a Cserehát-dombvidékre és FRISNYÁK S. biztatására a Nyírség homokbuckás ÉNy-i részére.

A talajpusztulás konkrét mértékének meghatározása céljából a debreceni Kossuth Lajos Tudományegyetem Földrajz Intézete PINCZÉS ZOLTÁN irányításával kísérleti állomást létesített 1961-ben a tokaji Hétszőlőben. Az állomás kezelését e sorok írója végezte 1969-ig. A kiválasztott helyen 7-7 egymás mellett fekvő, egyenként 5×70 m (350 m<sup>2</sup>) nagyságú

szőlőparcellán a különböző művelési módok mellett fellépő erózió nagyságát vizsgáltuk. Az elsónél a szőlő művelése hagyományos módon történt. Ez a parcella egyúttal a kontrollt jelentette. A továbbiaknál is hagyományos művelést alkalmaztunk, de 5, ill. 10 soronként vízfelfogó árkot, majd ugyanilyen sortávolságokban bakhákat építettünk (skatulyás művelés). Végül 1-1 percellán tányéros, ill. soronkénti bakhátas művelés volt. Az egyes parcellákat töltés választotta el egymástól, hogy idegen víz más területekre ne jusson át. A Hétszőlőben a kísérleti telep nagy része 18°-os (= 33%-os) lejtőn volt. Talajtani szempontból a szőlőművelés löszön kialakult földes kopáron folyik.

Az egyes parcellákon esőcsatornák gyűjtötték össze a lefolyó iszapos vizet s vezették a felfogó edényekbe. A 40×50×56 cm nagyságú felfogó edényeket a parcella alján ástuk be. Hogy a módszer nagyobb csapadék alkalmával is használható legyen, az első két edényt (t.i. 3 edény volt a parcella alján beásva) osztóval (reduktorral) láttuk el. Az osztó öt nyílásán keresztül az esetleg megtelt edényből az újabb víz (iszapos víz) 1/5 része az alatta lévő edénybe folyt át, 4/5-e a szabadba jutott, ugyanígy juthatott anyag a harmadik, legelső edénybe is.

Nagyobb csapadék hullott Tokajra 1964 augusztus 13-án (22,8 mm). Ekkor a felfogó edényekben a 350 m<sup>2</sup> területről 24,7 dm<sup>3</sup> anyag (lösz) lehordását lehetett regisztrálni, amely a felszínről 0,7 mm-es réteg lepusztulását jelentette. 1966 július 29-én 50,8 mm-es felhőszakadás az említett kísérleti telepünkről 562 dm<sup>3</sup> talajt hordott le, amely a felszín 1,65 cm-es pusztulását eredményezte. A hagyományos művelésű parcelláról erodálódott le a legtöbb, 365 dm<sup>3</sup>, a 10 soronként kialakított barázdás parcellákról 355 dm<sup>3</sup>, míg a soronkénti barázdásról 105 dm<sup>3</sup>. A kísérletek azt bizonyították, hogy a talajművelés módjai számottevő mértékben befolyásolták az erózió mértékét, s ezen keresztül a termés mennyiségét. Az 1966-os próbaszüret alkalmával az eróziótól leginkább sújtott hagyományos parcellán mintegy 15-20%-kal kevesebb szőlő termett, mint a bakháttal védett, a vizet s a kijuttatott szerves- és műtrágya hatásványt jobban megfogó, felhasználható parcellákon.

Az 1977-es és 1980-as években Tokaj-Hegyalján, a Csereháton (Baktakéken) és a Nyírség ÉNy-i részében mintaterületeket kiválasztva különböző kitétséggű és művelésmódú területeken kialakult barázdák sűrűségét és méreteit mértem és térképeztem. A kötött talajú Baktakéken műanyagfelfogó edényeket helyeztem el a lankás domboldalon. Itt a talajpusztulás mértéke jóval szerényebb volt.

### **Eróziós árkok, aszóvölgyek**

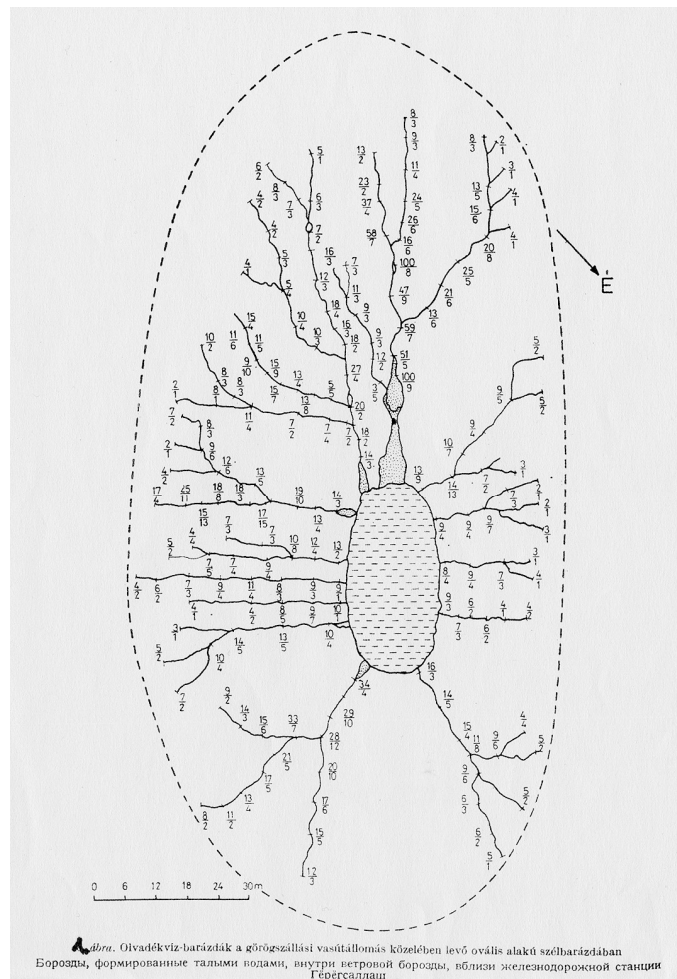
A hegységperemi lejtőket, hegyláb felszíneket eróziós árkok, aszóvölgyek tagolják. Az árkos erózió pusztító munkáját a lösszel fedett Tokaji-hegyen tanulmányoztam. Itt a legtöbb az eróziós, egyes helyeken szakadékos eróziós árok. Keletkezési helyük: 1. a fővölgyek tengelyében, 2. a meredek lejtők oldalában, 3. az elhagyott löszmélyutakban, 4. a szőlőparcellák közötti mezsgyékben alakultak ki. Méreteik igen különbözőek, az időszakos „vízgyűjtő területük” nagyságától függ leginkább. Hosszuk elérheti, sőt helyenként (pl. a Hidegoldali-völgy, Hétszőlő) meghaladhatja a 600–800 métert, szélességük az 5–30 métert, mélységük az 5–10 métert.

Az árkos eróziótól való felszabdaltság mértéke a lejtő meredekségétől, hosszától, alakjától, kitétségtől, a csapadék mennyiségétől, ill. a hó vastagságától és az olvadás gyorsaságától, végeredményben a lejtőn időszakosan lefolyó víz mennyiségétől, sebességétől és energiájától függ. A víz pusztító tevékenységét befolyásolja a talaj nedvességi állapota, vízgazdálkodása, szerkezete, a felszín növényborítottsága és az antropogén hatás. Ez utóbbira a Tokaji-hegyen találjuk a legszembetűnőbb példákat, ahol a helytelenül vezetett székérutak előbb mélyutakká, majd aszókká váltak.

## Barázdaerózió

A barázdaeróziót is azok a tényezők váltják ki és módosítják, mint az árkos eróziót. Két típusa ismeretes: 1. olvadékvíz-, 2. esővíz-barázda. Az esővíz-barázda tavaszi, de főleg a nyári, nagyobb esők, felhőszakadások hatására alakul ki, amikor a lejtőn lefolyó csapadékvíz bevágja magát a talajba, onnan kierődálja annak anyagát. Főleg a laza szerkezetű, növényi takarótól gyengén védett (pl. szőlővel betelepített) lejtőket támadja meg, azokon végez romboló, erodáló tevékenységet. Az esővíz-barázdák mérete, sűrűsége, hossza függ a lehulló csapadék mennyiségétől, intenzitásától, a talaj nedvességi állapotától, a lejtő hosszától, meredekségétől, növényi borítottságától. Az 1970-es és 1980-as években mintaterületeket választva különböző kitétségű és művelésmódú területeken kialakult barázdák sűrűségét és méreteit mértem és térképeztem. Rendszeresen mértem a talaj nedvességtartalmát, mert választ kerestem arra, hogy milyen mértékben befolyásolja a barázdák képződését. A mérések biztonsága szerint a nedves talajok esetében megnőtt az esővízbarázdák sűrűsége és mérete.

A több mint 20 éves megfigyelések, mérések azt bizonyítják, hogy a vizsgált területeken (elsősorban a Tokaji-hegyen) igen erős a nyári felhőszakadások okozta talajpusztulás (*1. ábra*).



1. ábra Olvadékvíz barázdák (szélesség/mélység cm-ben), a végén akkumulációs kúpok egy nyírségi szélbarázdában, Görög szállás mellett

Figure 1 Rills and deposition fans due to melting (width/depth in cms) at Görög szállás, Hungary

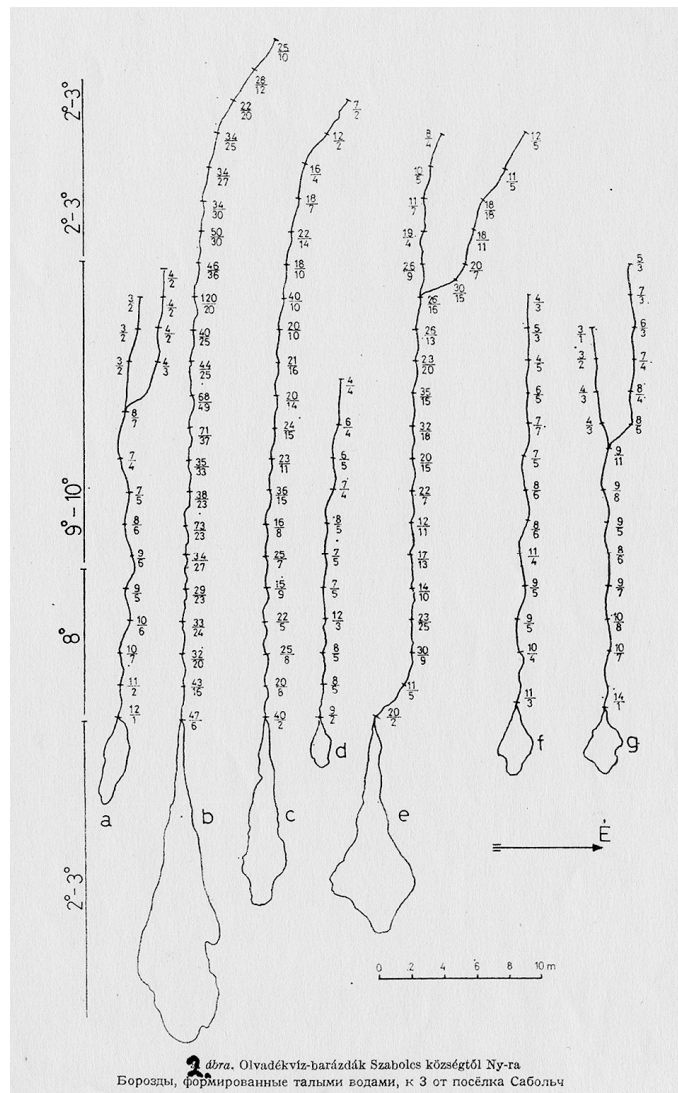
Az esővízbarázdák általában 2–3 cm szélesek és mélyek, ugyancsak változó (10-50 m) hosszúak, a lejtőktől és a talajműveléstől függően kanyargósak is lehetnek, továbbá lépcsőzöttek. Helyenként kis üstök képződnek bennük (2. ábra).



2. ábra Esővíz-barázda a tokaji Hétszőlőben löszös felszínen  
*Figure 2 Rills on a loess surface at Tokaj, Hungary*

Olvadékvíz barázdák. Tél végén, tavasz elején, hóolvadáskor keletkeznek ezen talajpusztulási formák. Kiváltó és befolyásoló tényezői majdnem megegyeznek az árkos és az esővíz-barázdák esetében leírtakkal. Az eltérés abban mutatkozik, hogy ezen esetekben a talajfagy szerepével is számolni kell. Sűrű olvadékvízbarázda-hálózat akkor keletkezik, ha az őszi csapadék alaposabban átáztatta a talajt, mely télen átfagy, s rá vastag hótakaró hull. Ha az olvadás gyors, melyet eső is előmozdít, akkor a lejtőn lefolyó olvadékvíz bevágódik a fagytól felengedő, erősen nedves felső talajrétegbe. Gyakran szoliflukciós anyagmozgatással (sárfolyással) együtt jelentkezik. A lefolyó olvadékvíz erodáló hatására létrejövő barázdák kezdeti szakaszain 2–4 cm szélesek és mélyek. Lefelé – az esővíz-barázdákhoz hasonlóan – növekszenek (1. és 3. ábra). Mivel a fagyott altalaj akadályozza (záró réteg) a barázda mélyülését, ezért a lefolyó víz oldalirányban kénytelen növelni a „meder” keresztmetszetét, amelynek következtében széles, lapos barázdák jönnek létre.

Ha az árkos- és barázdás eróziótól kisebb mértékben is, de számolnunk kell a szoliflukció által előidézett talajpusztulással is. A szoliflukciós folyamat kiváltó okai: 1. lejtős térszín, 2. az átlagosnál nagyobb mennyiségű őszi-téli csapadék, 3. télen nagy vastagságban átfagyott talaj, 4. tavasszal gyors olvadás. A lejtőn lefelé haladó tömeg mozgása lehet: 1. csúszó, 2. folyó, 3. csúszó-folyó. Az anyag nedvességtartalma (halmazállapota) alapján megkülönböztetünk: 1. merev, 2. plasztikus, 3. sűrűn folyó, 4. hígán folyós (iszapos víz), 5. vegyes szoliflukciós anyagszállítást.



3. ábra Olvadékvíz-barázdák, a végükön szedimentáció (felhalmozás) a Nyírségben, Szabolcs községtől Ny-ra

Figure 3 Rills and deposition fans due to melting (width/depth in cms) at Szabolcs, Hungary

BOROS LÁSZLÓ

Nyíregyházi Főiskola Turizmus és Földrajztudományi Intézete, Nyíregyháza  
drfrisnyaksandor@gmail.com

## IRODALOM

KERÉNYI A. 1981: A csepperózió törvényszerűségeinek kvantitatív vizsgálata kísérleti körülmények között – Földrajzi Értesítő 30. 2-3. pp. 205–233.



## AZ ERÓZIÓ ÁLTAL MOZGATOTT SZÉN SZEREPE A SZÉNKÖRFORGALOMBAN

JAKAB GERGELY–SZABÓ JUDIT–MADARÁSZ BALÁZS–  
MÉSZÁROS ERZSÉBET–SZALAI ZOLTÁN

### ROLE OF SOIL EROSION IN CARBON DYNAMICS

#### Abstract

Carbon dynamics has emphasized influence on climate change. Since soil is the second largest terrestrial carbon pool its role in sequestration and mobilization is clear. Erosion attacks the uppermost layer of the soil with the highest organic carbon content. The role of deposited organic carbon is still unclear. The buried carbon can sequester, but there is a high risk of mobilisation during delivery processes. This study aims to summarize a few research results on erosion derived humus redistribution on tilled Cambisols at different spatial scales. At micro, plot and field scale there is a clear organic carbon enrichment both in the detached soil and in the soil loss as well. But at catena scale there is no organic carbon enrichment in the deposited parts. Consequently recent soil carbon redistribution under tilled hill slopes on the investigated pilot areas triggers organic carbon mobilization.

**Keywords:** erosion, carbon dynamics, soil redistribution at different scales

#### Bevezetés

Az időjárási szélsőségek mind globálisan, mind hazánkban egyre gyakrabban és egyre intenzívebben jelentkeznek, kedvezőtlen hatásai mind erősebben éreztetik hatásukat. A jelenleg leginkább elfogadott nézet szerint e változást elsősorban a szén légköri koncentrációjának emelkedése okozza. Az ipari forradalom előtti 280 ppm légköri CO<sub>2</sub> koncentráció folyamatosan emelkedik, 2013-ban, egyes mérőpontokon, ideiglenesen meghaladta a 400 ppm értéket. E növekedés ütemének csökkentése ezért mindinkább az érdeklődés középpontjába kerül.

A talaj, mint a második legnagyobb szárazföldi szénraktár jelentős mennyiségű szenet tartalmaz. A felső egy méter vastagságú rétegében négyszer több szén található, mint a teljes növényi biomasszában. Ezen túlmenően a talaj további jelentős szénmegkötő kapacitásokkal rendelkezik, hiszen a közelmúltban – leginkább az intenzív művelés hatására – jelentősen csökkent humusz, ill. széntartalma. A talaj szerves széntartalma leginkább a rajta élő növények által növekedhet. Az elpusztult növényi részek talajba kerülésével és humuszosodásával nem csak a széntartalom növekszik, hanem a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai is megváltoznak, ezáltal vízgazdálkodási tulajdonságai és termékenysége is kedvezőbbé válik.

A talajművelés mellett a talajerózió okoz nagyobb mértékű csökkenést a talaj szerves széntartalmában (CENTERI Cs. 2002a, b, c; CENTERI Cs. – CSÁSZÁR A. 2003; BÁDONYI K. 2006; CENTERI Cs. et al. 2009). Míg a talajművelés a humuszanyagok fokozott oxidációján keresztül kémiailag bontja le a talaj szervesanyagát, addig a talajerózió fizikailag szállítja el a magas szerves széntartalmú talajokat. A lepelerozió a talaj legfelső, legnagyobb humusztartalmú részeit pusztítja (KERTÉSZ Á. 2004), ezért hatása a szénforgalomra meghatározó lehet (KERTÉSZ, Á. – CENTERI, Cs. 2006). A talaj heterogenitása miatt a benne található szerves alkotók nem egyformán oszlanak el. Magas reakcióképességük miatt könnyen képeznek komplexet elsősorban a kolloid mérettartományba eső ásványi részecskékkel. Szerves anyagok lévén csekély méretükhöz alacsony térfogattömeg társul, ami

a talajerózió szempontjából kimondottan sebezhetővé teszi őket. Az erózió szelektivitása abban nyilvánul meg, hogy ezen érzékenyebb alkotók, mint az agyag vagy a szerves szén a hordalékban feldúsulnak (WANG, Z. et al., 2010), esetenként koncentrációjuk meghaladhatja a talajban mért érték ötszörösét (FARSANG, A. et al. 2012; NAGY, R. et al. 2012).

Az erózió által megmozdított és elszállított szén sorsát tekintve eltérő eredményekkel rendelkezünk (CHAPLOT, V. – POESEN, J. 2011). Egyes adatok alapján az áthalmazott, nagy szerves széntartalmú hordalék a lejtőn, vagy a vízgyűjtőn belül eltemetődik, ezzel hosszabb távra kilép a szén körforgalomból (JAKAB G. et al. 2010). Más eredmények a megmozdított szerves szén feltáródásáról számolnak be. Ezen álláspont képviselői szerint a hosszabb, esetenként megszakadó szállítási út során az intenzív oxidáció hatására a szén CO<sub>2</sub> formájában a légkörbe jut (LAL, R. 2005; JACINTHE, P.A. et al., 2004).

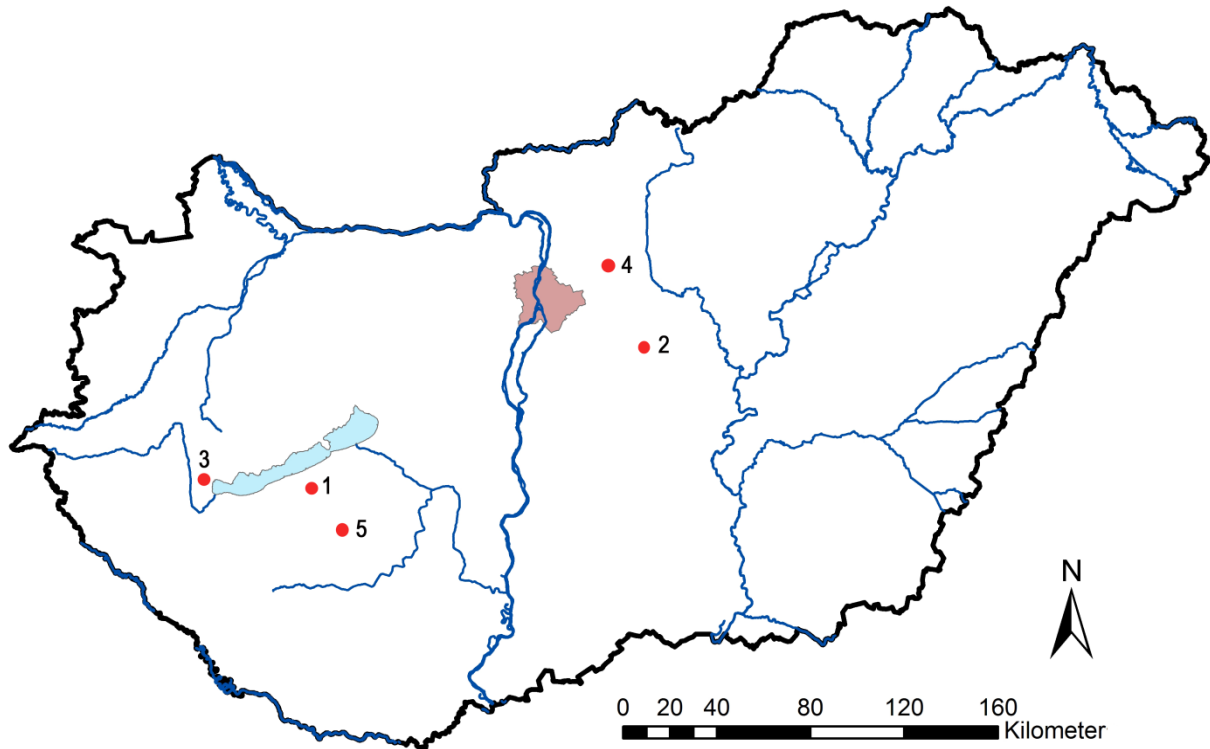
A talaj szerves széntartalma nem csak térben heterogén, hanem összetételét tekintve is meglehetősen komplex: a kis molekulatömegű, kevésbé polimerizált, savas karakterű, könnyen bomló alkotóktól a nagy tömegű, aromás, semleges karakterű humátokig meglehetősen széles skálán mozog. Egyes megfigyelések alapján ezen alkotórészek aránya szintén különbözik a feltalajban és a hordalékokban (BORCSIK Z. et al. 2011; JAKAB G. et al. 2013a,b).

A fentiek alapján a szénkörforgalom szempontjából meghatározó kérdés, hogy egyes hazai, szántóként hasznosított területeken hogyan alakul az erózió által mozgatott szerves szén feltalajhoz viszonyított aránya és összetétele. Jelen közlemény célja, hogy összehasonlítsuk a szerves szén eróziójára vonatkozó, eltérő léptékben mért eredményeinket, majd meghatározzuk az adott léptékre jellemző folyamatokat, illetve megkíséreljük egyes tendenciák általánosítását is.

### A mintaterületek jellemzése

Vizsgálataink során olyan területeket kerestünk, amelyek jól reprezentálják a dombsági, intenzív talajművelésű szántókat. Ezek jellemzően barnaföld, vagy sztyeppesedő-, illetve agyagbemosódásos barna erdőtalaj különböző mértékben erodált változatain jelennek meg. A méréseket növekvő vizsgálati léptékben (mikro (<1 m<sup>2</sup>) – parcella (12 m<sup>2</sup>) – tábla (1200 m<sup>2</sup>) – katéna) végeztük. Ezek figyelembevételével öt helyszínen folytattunk vizsgálatokat (*1. ábra, 1. táblázat*).

Gerézdpusztán, ahol a talajpusztulás meghatározó tényező (SZABÓ B. et al. 2013) egy intenzíven művelt csernozjom barna erdőtalajú szántó feltalajának és eltemetett rétegeinek tulajdonságait hasonítottuk a katénán megtalálható erdő és gyepp vegetációjú talajok értékeihez (JAKAB G. et al. 2013a). Gödöllő belterületén a múlt század közepén művelésbe vont, kb. 450 m hosszú katénán vizsgáltuk a szén eróziós áthalmazását barnaföldön (JAKAB G. –TAKÁCS L. 2014). Szentgyörgyváron agyagbemosódásos barna erdőtalajú parcellákon vizsgáltuk a lehordott szárazanyag széntartalmát és szervesanyag összetételét (JAKAB G. et al. 2014). Viszen mesterséges esőztetéssel indukáltunk talajpusztulást barnaföldön, ahol az elhordott szárazanyag összetételét és a csepperózió hatására létrejött parcellán belüli átrendeződéseket vizsgáltuk (JAKAB G. et al. 2013b). Ceglédbercelen, Ramann féle barnaföldön *in situ* vizsgáltuk az áthalmazódást és a kérgesedést (CENTERI CS. et al. 2014), illetve ezen szántó feltalaján végeztünk laboratóriumi esőztetési kísérleteket.



1. ábra A mintaterületek elhelyezkedése (1=Visz, 2=Ceglédbercel, 3=Szentgyörgyvár, 4=Gödöllő, 5=Gerézdpusztá)

Figure 1 Location of the study sites (1=Visz, 2=Ceglédbercel, 3=Szentgyörgyvár, 4=Gödöllő, 5=Gerézdpusztá)

1. táblázat A vizsgálati helyszínek koordinátái, talajai és a vizsgált lépték  
Table 1 Coordinates, soils and scale investigated at the study sites

Helyszín	N	E	talaj	alapkőzet	lépték
Visz	46,7245	17,7909	barnaföld	löss	mikro, parcella
Ceglédbercel	47,2494	19,6783	barnaföld	löss	mikro, katéna
Szentgyörgyvár	46,7483	17,1467	ABET	löss	tábla
Gödöllő	47,5971	19,3699	barnaföld	löss	katéna
Gerézdpusztá	46,5979	17,9879	CSBET	löss	katéna

### Adatok és módszer

A legkisebb léptékben mesterséges esőztetéssel végeztünk vizsgálatokat. Viszen, *in situ* esőztetések során a Pannon R-02 eső-szimulátor (CSEPINSZKY B. et al 1998; JAKAB G.–SZALAI Z. 2005) alkalmazásával vizsgáltuk az  $< 1\text{ m}^2$  területen kialakuló áthalmazódásokat és a kéregképződést, valamint mértük az egész esőztetett területről ( $12\text{ m}^2$ ) a lefolyás és talajveszteség értékét. Az alkalmazott intenzitások  $30\text{--}120\text{ mm h}^{-1}$  közöttiek voltak, a kezelések magágy állapotú szántót és beállt, évelő vegetációt céloztak. A laboratóriumi esőztetést egy  $0,5\text{ m}^2$  nagyságú, magágy állapotot szimuláló monoliton ELTE eső-szimulátor (ZÁMBÓ L. –WEIDINGER T. 2006) alkalmazásával végeztük.

A táblaléptékű méréseket a szentgyörgyvári, hagyományos és forgatás nélküli művelésmódú,  $1200\text{ m}^2$  méretű parcellákon végeztük (MADARÁSZ B. et al. 2011). A  $2\times 2$  parcella területéről a természetes csapadékok által lehordott talajt és lefolyást elemeztük.

A katénaléptékű vizsgálatok során, az esésvonalon végighaladva több szelvényben feltártuk, majd mintáztuk az alapkőzet feletti talajrétegeket. A magasabb, erodált térszíneken gyakran csak földes kopárokkal találoztunk, míg a felhalmozódás térszínein jellemzően 3 m-

nél mélyebb szelvényeket találtunk. A feltárás és mintavétel Edelman fúróval történt (JAKAB G.–TAKÁCS L. 2013; JAKAB G. et al. 2013a; CENTERI Cs. et al. 2014). Az összes szervesszén és az összes nitrogén mennyiségét Tekhmar Dohrman Apollo 900 NDIR elemanalizátorral mértük.

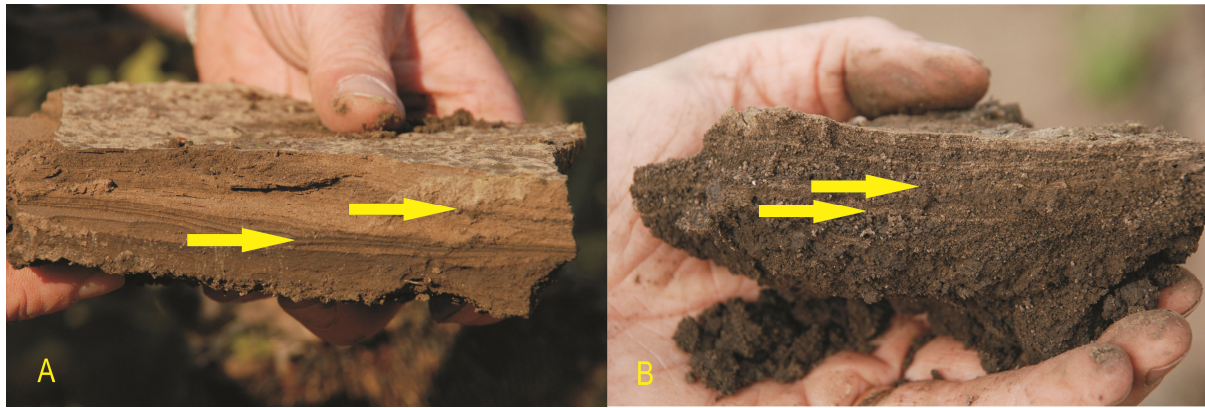
## Eredmények

A legkisebb vizsgált léptékben a csepperózió aggregátum pusztító hatása a legintenzívebb újraosztályozó folyamat. A laboratóriumi eső-szimulátoros mérések során az eredeti, művelt talajfelszín "kisimulása" mellett jól láthatóan elkülönültek a humuszos alkotórészek a pusztán ásványi szemcséket tartalmazó kéregtől (2. ábra). Ez a tény ellentmond az *in situ* körülmények között végzett kérgesedési vizsgálatok eredményeinek (JAKAB G. et al. 2014), ahol a kolloid méretű alkotók szintén elkülönültek a szétesett aggregátumok osztályozódása során, ám a szerves és szervetlen alkotók szétválása nem alakult ki egy csapadékeseményen belül. Az osztályozódás ebben az esetben sokkal inkább az egyes csapadékok által erodált és áthalmazott talajalkotók között játszódott le. A magasabb térszín szedimentációs területein (3. ábra A) nagyon vékony bevonatok keletkeztek, melyek jellemzően elemi szemcsékből állnak, szerkezet nélküliek. Itt váltakozva rétegződnek egymásra az alapkőzetből és a humuszos feltalajból származó alkotórészek, de az alapkőzet dominál.



2. ábra Az esőztetett felszínen elkülönülő sötét aggregátumok és világos elemi szemcsék  
Figure 2 Dark aggregates and pale individual particles on the surface after artificial rainfall

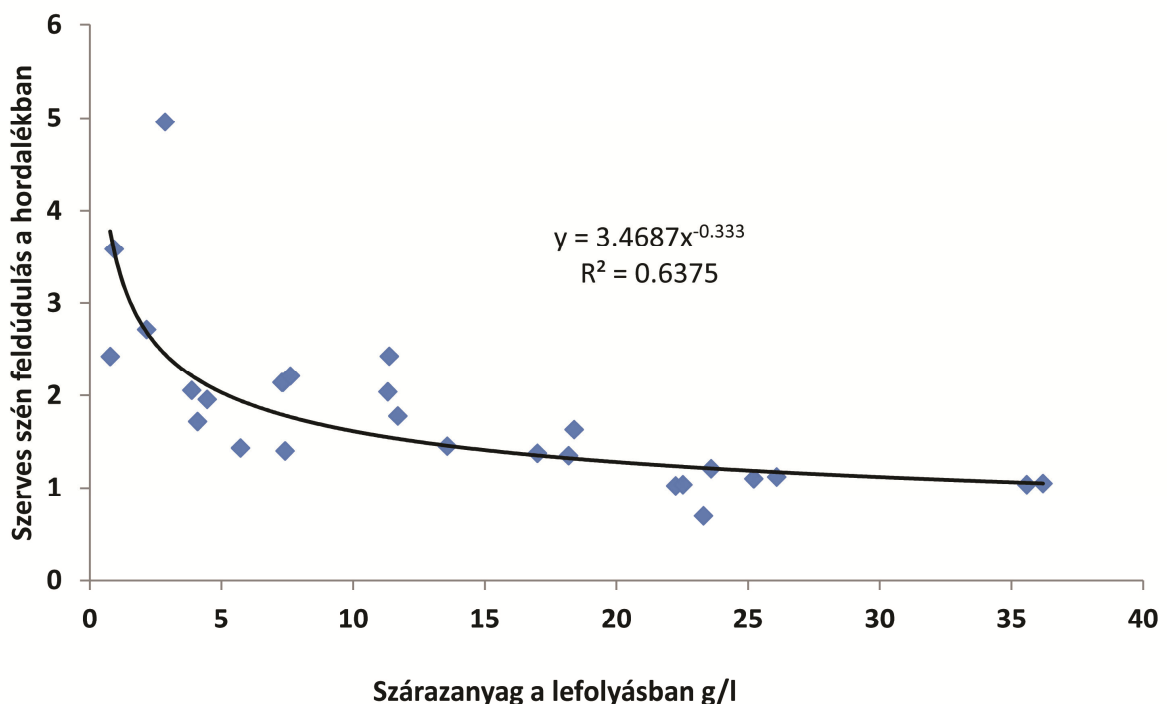
A katéna aljában, a felhalmozódási térszínen ezzel szemben jellemző az aggregátumok jelenléte. Ezek is a lefolyás által szállított, áthalmazott alkotórészek; azonban többé-kevésbé megtartották eredeti szerkezetüket (3. ábra B). Ennek is köszönhetően az itt kialakuló kéregben a nagyobb szervesszén tartalom uralkodik, amit csak vékony, világos színű, alapkőzet eredetű rétegek szakítanak meg.



3. ábra A ceglédberceli katenán képződött kéreg mikromorfológiai összehasonlítása (A= magas térszín, lejtőpihenő, B=alacsony térszín felhalmozódási terület)

Figure 3 Micromorphological comparison of soil crusts on Ceglédbercel catena (A=crust from the higher part, B=crust from the deposition part)

A  $m^2$  alatti léptékben tehát a talaj elragadásával együtt az esetek jelentős részében megtörténik a nagy szerveszén-tartalmú alkotórészek szétválása a talaj többi részétől. Kérdés, hogy ez az elkülönülés kimutatható-e még parcella léptékben is? Az *in situ* eső-szimulátoros vizsgálatok és a művelt mezőgazdasági táblákról lehordott anyag elemzése alapján a válasz alapvetően a csapadék hordalékmozgató erejétől, áttételesen az intenzitásától függ. A parcella és tábla léptékű adatokat együtt ábrázolva egyértelmű fordított arányosságot találunk az elhordott talajmennyiség és a hordalék szerveszén-tartalma között (4. ábra).



4. ábra A hordalékmenyiség és a hordalék szerveszéntartalmának összefüggése szántón parcella és tábla léptékben

Figure 4 Relationship between soil loss volume and organic carbon content of the soil loss on arable fields at plot and field scale.

Minél kevesebb anyagot ragad magával a lefolyó víz, annak annál nagyobb lesz a szerves széntartalma. Feltételezhető, hogy a csak szivárgó felszíni lefolyás csak az elemi szemcsés, kolloid méretű alkotókat ragadja el, amelyek a talaj szervesanyagának jelentős részét tartalmazzák, habár YAMASHITA, T. et al. (2006) arról számol be, hogy a szénvesztés meghatározó része mikroaggregátumok formájában távozik a területről. A hevesebb lefolyások a talaj egészét erodálják, így ekkor a feldúsulás mértéke is lecsökken, vagy akár meg is szűnik.

Katénaléptékben vizsgálva a kiülepedő hordalékot a szelektív erózió következtében a felhalmozódási térszíneken mindig magasabb szervesszén tartalmat kellene észlelnünk, mint a pusztuló részeken. Ez a feldúsulás azonban egyik mintaterület esetében sem mutatkozott. Somogyacsán a lejtő aljában több méter vastag humuszos réteget találtunk, azonban a szerves széntartalom sehol sem haladta meg a szántó átlagát. Gödöllőn a katéna aljában nem mértünk jelentős humuszosréteg-vastagodást, illetve szervesanyag feldúsulást sem találtunk ezekben a rétegekben. A ceglédberceli mintaterületen a szerves széntartalom maximuma a lejtőalji szelvényekben a felszín alatt egy méter körüli mélységben volt. Feltételezéseink szerint ez lehetett az intenzív talajpusztulás megindulása előtti, eredeti talajfelszín, ebből adódik a magas szervesanyag tartalom. Az erre halmozódó rétegek – bár esetenként meglehetősen magas szerves széntartalmúak – nem érik el az *in situ* feltalaj szerves széntartalmát.

A tábla és a katéna lépték között tehát nem lehet egyértelmű tendenciát kimutatni a szerves széntartalom alakulásában. Az elhordásban egyértelműen megnövekedett széntartalom a kiülepedésben már nem mutatható ki. A többlet széntartalom tehát vagy oldott formában a vízzel együtt távozik a területről vagy mineralizálódik és a légkörbe távozik. Az oldott, vagy kvázi oldott formájú szerves szén nem tehet ki nagyobb mennyiséget, hiszen a talajban található szénformák meghatározó része nem vízdoldható. A kémiai lebomlást nem csak az átkeverés, nedvesedés-szárazodás periodikus váltakozása, hanem a szerkezetvesztés és a feltalaj folyamatos művelése is elősegíti. A fentiek alapján valószínű, hogy a talajerózió – a művelési erózióval karöltve – nagyobb mennyiségű talaj szervesszén mineralizációért felelős.

A szerves szénformák jelentős eltérést mutatnak mind a felszíni megoszlás tekintetében, mind egyes szelvényeken belül a mélység változásával. Habár a vizsgálatok hasonló talajokon történtek nem lehet egyértelmű, általános érvényű tendenciákat levonni. Az egyes mintaterületek taljai és lejtésviszonyai valószínűleg annyira sajátos rendszert alkotnak, hogy nem lehet őket egymással közvetlenül összehasonlítani. Általánosságban igaz, hogy kisebb szervesszén tartalomhoz kisebb C/N arány tartozik, ami a csökkenő széntartalom egyre polimerizáltabb voltát valószínűsíti. Ez pedig a kisebb molekulatömegű alkotók már lezajlott mineralizációjára, esetleg kimosódására utalhat.

### Következtetések

Az erózió eltérő léptékekben eltérő módon hat a talaj szerves széntartalmára. A csepperózió hatására az aggregátumok aprózódni kezdenek, megnövekszik az elemi szemcsék aránya, ami tömörödést és kéregképződést okozhat. A magasabb és az alacsonyabb térszíneken eltérő típusú kéreg alakulnak ki. Parcella- és táblaléptékben a lepusztuló szervesszén mennyiségét a domborzat mellett a felszínen mozgó víz mennyisége, azaz a csapadék határozza meg. Nagyobb mennyiségű talajelhordás kisebb szervesszén feldúsulást okoz a hordalékban. Katéna léptékben a kiülepedő hordalékban nincs szervesszén feldúsulás, sőt itt általában kevesebb szervesanyagot találunk, mint a pusztuló részeken. Valószínűleg a szervesszén egy része az áthalmozódás során mineralizálódik, míg más része oldott állapotban a vízzel együtt távozik a területről.

## Köszönetnyilvánítás

A szerzők ezúton fejezik ki köszönetüket DI GLÉRIA MÁRIÁNAK és UJHÁZI VERONIKÁNAK a laboratóriumi vizsgálatok terén nyújtott segítségükért, az OTKA PD 100929 témájának a kutatás feltételeinek biztosításáért, valamint az Egegyümmölc Kft-nek a mintaterület biztosításáért.

---

JAKAB GERGELY  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest  
jakab.gergely@csfk.mta.hu

SZABÓ JUDIT  
ELTE TTK Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék, Budapest  
szabojuditalexandra@gmail.com

MADARÁSZ BALÁZS  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest  
madarasz.balazs@csfk.mta.hu

MÉSZÁROS ERZSÉBET  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest  
meszaros.ersebet@csfk.mta.hu

SZALAI ZOLTÁN  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest  
szalai.zoltan@csfk.mta.hu

## IRODALOM

- BÁDONYI K. 2006: A hagyományos és kímélő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra. – *Tájökológiai Lapok* 41. pp. 1–16.
- BORCSIK Z.–FARSANG A.–BARTA K.–KITKA G. 2011: Humuszanyagok mennyiségi és minőségi eróziójának mérése a Tolna megyei Szálka település melletti vízgyűjtőn. – *Talajvédelem különszám* pp. 127–139.
- CENTERI CS. 2002a: The role of vegetation cover in the control of soil erosion on the Tihany Peninsula. – *Acta Botanica Hungarica* 44. 3-4. pp. 285–295.
- CENTERI CS. 2002b: Importance of local soil erodibility measurements in soil loss prediction. – *Acta Agronomica Hungarica* 50. 1. pp. 43–51.
- CENTERI CS. 2002c: A talajerodálhatóság terepi mérése és hatása a talajvédő vetésforgó kiválasztására. – *Növénytermelés* 51. 2. pp. 211–222.
- CENTERI, CS.–HERCZEG, E.–VONA, M.–BALÁZS, K.–PENKSZA, K. 2009: The effects of land-use change on plant-soil-erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172. 4. pp. 586–592.
- 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*, pp. 91–118.
- CENTERI, CS.–CSÁSZÁR, A. 2003: A talajpusztulás hatása a tájalakulásra a Tihanyi-félszigeten. – *Tájökológiai Lapok* 1. 1. pp. 81–85.

- CHAPLOT, V.–POESEN, J. 2012: Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales. – *Catena* 88. 46–56.
- CSEPINSZKY B.–JAKAB G.–JÓZSA S. 1998: Barna erdőtalajok eróziós veszteségeinek vizsgálata eső-szimulátorral a Balaton vízgyűjtő területén. – In: SÉNYI PNÉ (szerk.) *A versenyképes magyar mezőgazdaság az évezred küszöbén: XL. Georgikon Napok Keszthely PATE Georgikon Mezőgazdtsudományi Kar., pp. 270–276.*
- FARSANG, A.–KITKA, G.–BARTA, K.–PUSKÁS, I. 2012: Estimating element transport rates on sloping agricultural land at catchment scale (Velence mts., NW Hungary). – *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 7. 4. pp. 15–26.
- JACINTHE, P.A.–LAL, R.–OWENS, L.B.–HOTHEM, D.L. 2004: Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. – *Soil and Tillage Research* 77. pp. 111–123.
- JAKAB G.–KERTÉSZ Á.–MADARÁSZ B.–RONCZYK, L.–SZALAI Z. 2010: Az erózió és a domborzat kapcsolata szántóföldön, a tolerálható talajvesztés tükrében. – *Tájökológiai Lapok* 8. 1. pp. 35–45.
- JAKAB G.–CENTERI Cs.–KISS K.–MADARÁSZ B.–SZALAI Z. 2013a: Erózió és művelés okozta anyagvándorlás szántóföldön. – In: DOBOS E., BERTÓTI RD., SZABÓNÉ KELE G. (szerk.) *Talajtan a mezőgazdaság, a vidékfejlesztés és a környezetgazdálkodás szolgálatában. Talajvédelmi Alapítvány, Budapest, Magyar Talajtani Társaság, 281–290.*
- JAKAB, G.–NÉMETH, T.–CSEPINSZKY, B.–MADARÁSZ, B.–SZALAI, Z.–KERTÉSZ Á. 2013b: The influence of short term soil sealing and crusting on hydrology and erosion at Balaton Uplands, Hungary. – *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 8. 1. pp. 147–155.
- JAKAB G.–TAKÁCS L. 2014: A területhasználat változásának felszínfejlődési vonatkozásai egy gödöllői mintaterület példáján. – *Tájökológiai lapok* 12. 1. (in press)
- JAKAB, G.–KISS, K.–SZALAI, Z.–ZBORAY, 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, pp. 289-296.*
- JAKAB G.–SZALAI Z. 2005: Barnaföld erózióérzékenységének vizsgálata esőztetéssel a Tetves-patak vízgyűjtőjén. – *Tájökológiai Lapok* 5. 1. pp. 177–189.
- KERTÉSZ, Á. 2004: Soil erosion and mass movement processes on the loess covered areas of Hungary. – *Földrajzi Értesítő.* 53. 1. pp. 13–20.
- KERTÉSZ, Á.–CENTERI, Cs. 2006: Hungary. – In: BOARDMAN, J.–POESEN, J. (Eds) *Soil erosion in Europe. Wiley & Sons Ltd. Chichester. UK, pp. 139–154.*
- LAL, R. 2005: Soil erosion and carbon dynamics. – *Soil & Tillage Research* 81. pp. 137–142.
- MADARÁSZ, B.–BÁDONYI, K.–CSEPINSZKY, B.–MIKA J.–KERTÉSZ Á. 2011: Conservation tillage for rational water management and soil conservation. – *Hungarian Geographical Bulletin* 60. 2. pp. 117–133.
- NAGY, R.–ZSÓFI, Zs.–PAPP, I.–FÖLDVÁRI, M.–KERÉNYI, A.–SZABÓ, Sz. 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* 7. 1. pp. 223–230.
- SZABÓ B.–VONA M.–GELENCSE R.–AKÁCS A.–DOBÓ Zs. 2013: Talaj- és vízvédelmi kutatások a koppányvölgyi élőhely-rehabilitációs kísérleti területen. – *Tájökológiai Lapok* 11. 1. pp. 23–39.
- WANG, Z.–GOVERS, G.–STEEGEN, A.–CLYMANS, W.–VAN DEN PUTTE, A.–LANGHANS, C.–MERCKX, R.–VAN OOST, K. 2010: Catchment scale carbon redistribution and delivery by water erosion in an intensively cultivated area. – *Geomorphology* 124. pp. 65–74.



- ZÁMBÓ L.–WEIDINGER T. 2006: A karsztkorróziós talaj-hatás néhány tényezőjének vizsgálata esőszimulációs kísérletek alapján. – *Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére.* Szeged, 757–765.
- YAMASHITA, T.–FLESSA, H.–JOHN, B.–HELFRICH, M.–LUDWIG, B. 2006: Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: Effect of land use. – *Soil Biology & Biochemistry* 38. 3222–3234.

# A TALAJERÓZIÓ MINT GLOBÁLIS PROBLÉMA

KERTÉSZ ÁDÁM

## SOIL EROSION AS A GLOBAL PROBLEM

### Abstract

Soil erosion is one of the most important and most destructive land degradation processes acting on 12 % (OLDEMAN, L.R. et al. 1991) of the Earth surface. The most affected continents are Europe and Central America. Since the beginning of agricultural activities 11 000 years B.P., erosion due to human impact is much more important than erosion as a purely natural process. The damage caused by soil erosion is discussed in detail as well as the relationship between erosion and food supply. A detailed analysis of the extent and degree of water and wind erosion on the Globe is provided pointing to the characteristics of each continent. The interaction between soil erosion and land use is presented in detail focusing on the role of deforestation. Various calculations are cited on the global rate of soil erosion. In the opinion of the author, the global average of 7–10 t/ha/year (PIMENTEL, D. et al., 1995) seems to be the most realistic approximation.

**Keywords:** land degradation, soil erosion, food supply, land use

### Bevezetés

A talajdegradációs és tájdegradációs folyamatok között az egyik legfontosabb a talajpusztulás- folyamat (*1. ábra*). SCHERR, S.J. (1999) szerint a mérsékeltövi mezőgazdák és kutatók a talajminőség szerepét gyakran nem tartják a legfontosabb tényezőnek, mivel a mérsékelt égöv talajai általában termékenyek és viszonylag jól ellenállnak a degradációs folyamatoknak. Ezzel szemben a trópusi égöv talajai többnyire terméketlen alapkőzetten keletkeztek, illetve évmilliók során képződött málladéktakarón, amelyből az oldható tápanyagok kilúgozódtak és e talajok gyakran el is savanyodtak. Szélsőséges csapadékesemények, aszályok, igen magas hőmérsékleti értékek tovább növelik a degradáció veszélyét.

A GLASOD (Global Assessment of SOil Degradation, OLDEMAN, L.R. et al. 1991) az első világméretű talajdegradációs felmérés. (*1. táblázat*).

OLDEMAN, L.R. et al. (1991) adatai szerint a szárazföld területének 3,7%-át sújtja fizikai és kémiai degradáció, 12%-át pedig víz- és szél általi talajerózió (*1. 1. és 2. táblázat*). Különösen magas a fizikai és kémiai degradáció aránya Európában és Közép-Amerikában, sőt a talajerózió sújtotta területek is itt a legnagyobb részarányúak. A degradáció következtében – a földhasználat változásához kapcsolódóan – a talaj minősége is változik (PODMANICZKY L. et al. 2011).

A talajdegradáció okait illetően a *2. táblázat* szerint egyetlen, az elemzésben szereplő oknak sem tulajdoníthatunk vezető szerepet. Az erdőirtás, a túllegeltetés (*2. ábra*) és a helytelen gazdálkodás körülbelül egyenlő fontosságúak. Feltűnő az is, hogy a túlhasználat szerepe viszonylag kicsiny és csak Afrikában haladja meg a 10%-ot.



1. *ábra* Felületi rétegeróziós és vonalas erózió, továbbá szélerózió által alakított felszín (Fuerteventura).  
*Figure 1* Land surface formed by sheet erosion, gully erosion and wind erosion (Fuerteventura).



2. *ábra* Túllegeltetés hatására meginduló lineáris erózió (Sárkány-hegység előtere, Dél-Afrika).  
*Figure 2* Gully erosion triggered by overgrazing (foreland of the Drakensberg, South-Africa).

1. táblázat A kémiai és fizikai talajdegradáció által sújtott területek kontinensenként (OLDEMAN L.R. et al. 1991).  
A „+” jel azt jelenti, hogy „elhanagolható”, a „-” jel a vonatkozó adatok hiányára utal.  
Table 1 Global extent of chemical and physical soil degradation by region (OLDEMAN L.R. et al. 1991).

Földrész	Kémiai degradáció sújtotta terület			Fizikai degradáció sújtotta terület					Összes degradált terület	Összes degradált terület az összterület %-ában
	tápanyag veszteség	szikesedés	szennyeződés savanyúság	tömrödés és kérgesedés	víz borított terület	szerves anyag veszteség	Összes degradált terület			
Afrika	45	15	+	18	1	-	81	4,8		
Ázsia	115	53	2	10	+	2	86	3,0		
Dél-Amerika	668	2	-	4	4	-	78	5,1		
Közép-Amerika	4	2	+	+	5	-	12	6,0		
Észak-Amerika	-	+	+	1	-	-	1	+		
Európa	3	4	19	33	1	2	62	7,7		
Ausztrália	+	1	-	2	-	-	3	+		
Világ	136	77	21	68	11	4	323	3,7		

2. táblázat A talajdegradáció kiváltó okai.  
Table 2 Causes of soil degradation (OLDEMAN, L.R. et al. 1991).

Földrész	Degradált terület (millió km <sup>2</sup> )	A talajdegradáció okai a degradált terület %-ában				
		Erdőirtás	Túl-legeltetés	Helytelen használat	Túlhasználat	Környezet-szennyezés
Európa	2,19	38	23	29	-	10
Ázsia	7,48	40	26	27	6	-
Afrika	4,94	14	49	24	13	-
Ausztrália	1,03	11	81	8	-	-
Észak- és Közép-Amerika	1,58	11	24	58	7	-
Dél-Amerika	2,43	41	28	26	5	-
Földterület az É.s.z. 72°és D.s.z. 57° között	19,65	29	35	28	7	1

### A talajerózió által okozott anyagi kár

Az emberi tevékenység által kiváltott talajerózió a Föld egész szárazföldi területén óriási környezeti probléma, természetesen nagy térbeli – földrajzi – és időbeli változatossággal. A talajpusztulás végigkísérte a mezőgazdálkodás történetét, jelen volt már a gazdálkodás kezdetekor is. Amint tudjuk, ez a kezdeti időszak kb. 11 000 évvel ezelőttre tehető, földrajzilag pedig a „termékeny félhold”, Mezopotámia volt az a terület, ahol a mezőgazdaság feltételezhetően elkezdődött. A 3. ábrán egy hazai példán mutatjuk be az areális és a lineáris erózió együttes előfordulását mezőgazdasági területen.



3. ábra Barázdás és barázdaközi erózió (Somogybabod, Magyarország).  
*Figure 3 Rill and interrill erosion (Somogybabod, Hungary).*

Bár a talajerózió által okozott anyagi kár nehezen becsülhető, vannak az irodalomban becslési adatok, amelyek erről tájékoztatnak. A talajpusztulás következtében keletkezett kár 30 milliárd (URI, N.D.–LEWIS, J.A. 1998) és 44 milliárd dollár (PIMENTAL D. et al. 1993) közötti összegbe kerül évente az amerikai kormánynak. Az irodalomban igen sokat olvashatunk arról, hogy az USDA (United States Department of Agriculture) minden bizonnyal alulbecsüli az erózió okozta kár mértékét. LANG, S.S. (2006) a kárt, pontosabban a talajerózió gazdasági impaktját 37,6 milliárd dollárban, a Föld egészén okozott gazdasági kárt pedig 400 milliárd dollárban határozza meg évente.

Az Egyesült Királyságban az éves kár összege 90 millió dollár körül alakul évente (ENVIRONMENTAL AGENCY, 2002). Indonéziában, azon belül Jáván (MAGRATH, W.–ARENS, P. 1989) 400 millió dollár körüli kiadást jelent évente a talajerózió. Ezek a költségek az erózió közvetlen és közvetett hatásainak együttes következményei.

## Népeségnövekedés és élelmiszerellátás

Ma több, mint 7 milliárd ember él a Földön és a növekedés üteme hatalmas. A népeségnövekedés közismerten lényegesen nagyobb a harmadik világ országaiban (2020-ra a becsült népesség 84 %-a fog itt élni). A növekvő népesség fokozott élelmiszerigénnyel lép fel, ezért az élelmiszerellátás jelentősége a jövőben óriási lesz. A jövőben a megnövekedett igényt kielégítő élelmiszertermelés főként a már napjainkban is használt mezőgazdasági területeken fog történni. Fontos tehát, hogy a talajok minőségét legalábbis megőrizzük.

Ha a mezőgazdasági technológiai változásokat a korszerű, komplex és dinamikus társadalmi-gazdasági környezet részeként tekintjük, úgy kisebbnek tűnik a veszély az élelmiszerellátással kapcsolatban. A tájvédelem, környezetvédelem fejlődése is ehhez a folyamatos technológiai változáshoz tartozik. A Föld 14,9 milliárd hektárnyi területének mindössze a 22 %-a (4 milliárd ha) alkalmas élelmiszertermelésre (EL–SWAIFY, S.A. 1994). Ezek a területek termelik meg a világ élelmiszerszükségleteinek 97 %-át (a maradék 3 %-ot az óceánok, tengerek, folyók és tavak szolgáltatják). A világ népeségnövekedésének kihívásaira megfelelően a mezőgazdasági művelés egyre intenzívebbé válik és további (marginális) területeket vonnak be a termelésbe. Az élelmiszertermelésre alkalmas földterületnek ma ugyanis alig több, mint a felét művelik. Mindezek jelentős mértékben megnövelhetik az eróziót, ami viszont komoly veszélyt jelenthet a Föld élelmiszerbiztonságára.

Azok a területek, amelyek a mezőgazdasági termelésbe még bevonhatók, főként a trópusokon található. Miután a viszonylag jobb adottságú területeket már használják, a még bevonható területek általában sekély termőrétegű, lejtős területek, amelyeket ma még erdő borít. Ezeknek a területeknek mezőgazdasági területekké való átalakítása automatikusan igen jelentős mértékű táj- és talajdegradációs problémákhoz fog vezetni.

Az exponenciálisan növekvő népesség fokozódó élelmiszerigényét két úton lehet kielégíteni: egyrészt a jó és közepes adottságú térségek talajainak kizsárolásával, a művelés és a termelés intenzívebbé válásával, másrészt az eddig még nem használt – tehát többségében kedvezőtlen adottságú területeknek a termelésbe való bevonásával. A globális helyzet elemzése azt mutatja, hogy a talajerózió jelenlegi mértéke még nem jelent veszélyt a világ élelmiszerellátására. A szántóföldek nagy részének termőképessége elegendő arra, hogy termelést folytassanak rajta, sőt fejlettebb mezőgazdasági eljárások alkalmazásával az erózió negatív hatásait is ellensúlyozni tudják, miközben egységnyi területen több élelmiszert tudnak előállítani. Nigériai és kenyai tanulmányok (BRIDGES, E.M.–OLDEMAN, L.R. 2001) bizonyítják, hogy még fejlődő országok nagyobb népsűrűségű területein is el lehet érni nagyobb termelékenységet és egyúttal jobb hatásfokú talajvédelmet. A pozitív példák ellenére azonban a világnak számos olyan tája van, ahol a talajerózió komoly problémát jelent. Ráadásul, a talajerózió nemcsak önmagában jelent problémát, de számos más környezeti hatással összefüggésben is előkerül, ilyen a vízminőség, az áradások vagy szénkibocsátás. Ezeket az összefüggéseket a globális szintű elemzések általában figyelmen kívül hagyják.

Az erózió világméretű romboló szerepéhez közismerten más negatív, onsite és offsite hatások is társulnak (MADARÁSZ B. et al. 2006). A növényvédő szerek, műtrágyák, a helytelen művelés és öntözés környezeti és egészségügyi problémákhoz is vezetnek, pusztítják az élőhelyeket, hozzájárulnak a túlzott energiafogyasztáshoz. Külön kiemeljük az erdőirtásnak a talajerózió fokozódására való hatását, amely komplex jelenség, hiszen a kiirtott erdőterületen folytatott szántóföldi termelés is abbamaradhat, ha az erózió kvázi elvitte már a területről a talajt. A körfolyamat úgy folytatódik, hogy a felhagyott, terméktelenné vált terület helyett új területre van szükség, amelyet ismét erdőirtás árán lehet nyerni.

## A talajerózió területi elterjedése és mértéke

A Föld erózió szempontjából legérzékenyebb területei: a Himalája tibeti része, a Kínai-löszfennsík, a szub-szaharai Afrika szub-humid és szemi-arid területei, Közép-Amerika fennsíkjai, az Andok, Haiti és a Karibi-szigetvilág (SCHERR, S.J.–YADAV, S. 1996).

A legnagyobb mértékű erózióval Ázsiában, Afrikában és Dél-Amerikában találkozunk, ahol az erózió mértéke hektáronként 30–40 tonnát is elér évente. A legalacsonyabb értékek az USA-ban és Európában vannak. PIMENTAL, D. et al. (1995) szerint az európai talajvesztés éves értéke  $17 \text{ t ha}^{-1}$ . Természetesen ezek az „alacsony” értékek is messze túlszárnyalják a talajképződés mértékét. Erre vonatkozóan hadd idézzünk egy becslést. TROEH, F.R. és THOMSON L.M. (1993) szerint egy év alatt átlagosan 1 t talaj képződik egy hektáron. Természetes állapotú, bolygatatlan erdőkben pedig mindössze 0,004–0,005 t a hektáronkénti talajképződés üteme.

Nyugat-Európa nagy részén és az Egyesült Államokban a termelékenység évi 1–2 %-os növekedése ellensúlyozza az erózió negatív következményeit, amely (helyi szinten) 0,1–0,5 % között alakul (CROSSON, P. 1995). Ezekben a területeken a mezőgazdaság képes volt növekvő számú népességet eltartani annak ellenére, hogy a mezőgazdaságban közvetlenül foglalkoztatottak száma jóval 10 % alá esett.

A már idézett GLASOD (Global Assessment of Soil Degradation, OLDEMAN, L.R. 1994) országonként, mintegy 200 szakértő bevonásával vizsgálta a Földön a talajerózió elterjedését. Becslésük szerint 1,6 milliárd hektár területet érint és ennek 82 %-a antropogén eredetű, de mindössze 0,5 %-án váltak visszafordíthatatlanná a folyamatok. Hangsúlyozni kell azonban, hogy ezek az adatok korántsem biztos, hogy pontosak, inkább csak közelítő értékek.

A degradáció folyamatai között valamennyi kontinensen a talajerózió, azon belül is a víz általi talajerózió áll az első helyen (3. és 4. táblázat). A közepesen és erősen erodált területek Afrikában 267 millió hektárt (az összterület 9%-át), Ázsiában 317 millió hektárt (az összterület 7,4%-át) tesznek ki. Közép-Amerikában az 50 millió hektár az összterület 16%-a, vagyis relatíve itt a legnagyobb.

Afrikában, Észak-Amerikában és Ázsiában a szélerózió szerepe is jelentős. A közepesen és erősen erodált széleróziós területek a teljes terület 1,6–4,1%-át érintik: Európában (39 millió ha, az összterület 4,1%-a), Észak-Amerikában (32 millió ha, az összterület 1,7%-a), Közép-Amerikában (5 millió ha, 1,6%), Afrikában (98 millió ha, 3,3%) és Ázsiában (90 millió ha, 2,1%).

A 4. táblázat szerint a Földön 1,094 milliárd hektárt érint a vízerózió, ebből 751 millió hektárt érint súlyosan. A szélerózió 549 millió hektáron pusztít, ebből 296 millió hektáron okoz komolyabb gondokat.

## Erózió és hordalékhozam

A hordalék hozamról készített globális térképeket kontinensenként WALLING, D.E.–WEBB, B.W. (1983), valamint LVOVICH, M.I. et al. (1991). Ha ezeket az adatokat használjuk fel a tényleges talajerózió becslésére, akkor szükség van a hordalékhozam arányszám ismeretére is. Az utóbbi a definíció szerint a szárazföldről lepusztult üledékmennyiségnek azon része, amely ténylegesen eléri a folyókat, a nagyobb vízelvezető rendszereket (WALLING, D.E. 1983). Az 5. táblázat azt mutatja, hogy 13–20 %-os arányszám esetén mekkora az erózió össz mennyisége kontinensenként lebontva.

3. táblázat A talajerózió által sújtott területek (10<sup>6</sup> ha) a Földön, kontinensenként.  
Table 3 Global and continental extent of soil erosion (10<sup>6</sup> ha, OLDEMAN, L.R. et al. 1991)

Terület	Víz által erodált terület			Szél által erodált terület			Összes erodált terület	Összes erősen erodált terület	Összes erősen erodált terület %-ában		
	Enyhén	Közepesen	Erősen	Össz.	Enyhén	Közepesen				Erősen	Össz.
<b>Afrika</b>	58	67	102	227	88	89	9	186	413	267	16
<b>Ázsia</b>	124	242	73	441	132	75	15	222	663	405	15
<b>Dél-Amerika</b>	46	65	12	123	26	16	-	42	165	93	6
<b>Közép-Amerika</b>	1	22	23	46	246	4	1	251	51	50	25
<b>Észak-Amerika</b>	14	46	-	60	3	31	1	35	95	78	7
<b>Európa</b>	21	81	12	114	3	38	1	42	156	132	17
<b>Óceánia</b>	79	3	222	83	16	-	27	46	99	3	3
<b>Világ</b>	343	526	223	1094	269	254	26	548	1642	1029	12

4. táblázat A víz- és szélérozió globális mértéke az erozió által komolyan érintett területeken.  
Table 4 Global extent of water and wind erosion in areas severely affected by erosion (OLDEMAN, L.R. (1994) és SCHERR, S.J. (1999).

Terület	Erozió által komolyan érintett területek (közepes és annál erősebb erozió, millió ha)			Összesen a terület	Összesen a terület százalékában
	Vízérozió	Szélérozió	Összesen		
<b>Afrika</b>	169	98	267	16	
<b>Ázsia</b>	317	90	407	15	
<b>Dél-Amerika</b>	77	16	93	6	
<b>Közép-Amerika</b>	45	5	50	25	
<b>Észak-Amerika</b>	46	32	78	7	
<b>Európa</b>	93	39	132	17	
<b>Óceánia</b>	4	16	20	3	
<b>Világ</b>	751	296	1047	12	



5. táblázat A lebegtetett hordalék mennyiségének és az erózió mértékének becsült értéke  
(WALLING, D.E.–WEBB, B.W. 1983 alapján)  
Table 5 Estimated value of suspended load and of the degree of erosion  
(after WALLING, D.E.–WEBB, B.W. 1983)

Terület	Terület nagysága ( $\times 10^9$ ha)	Lebegtetett hordalék mennyisége ( $\times 10^6$ t)	Erózió mértéke 13–20 %-os hordalék hozam aránnyal számolva ( $\times 10^9$ t/év)	Évi átlagos erózió (t/ha/év)
<b>Afrika</b>	3,01	2342,1	23,4	7,8
<b>Ázsia</b>	4,46	22.088,3	220,9	49,5
<b>Dél-Amerika</b>	1,78	5599,7	56,0	31,5
<b>Észak-Amerika</b>	2,28	4534,2	45,3	19,9
<b>Európa</b>	0,98	3288,2	32,9	33,6
<b>Óceánia</b>	0,80	1525,5	15,3	19,1
<b>Összes</b>	13,26	39.378,0	393,8	26,7

Az 5. táblázat adataihoz az alapot a WALLING, D.E.– WEBB, B.W. (1983) által a lebegtetett hordalék mennyiségéről készített világtérkép adta. Az 5. táblázat a lebegtetett hordalék éves globális mennyiségét 20 milliárd tonnára, a globális erózió átlagát pedig 7–10 t/ha/évre becsli. PIMENTEL, D. et al. (1995) szerint 197–303 milliárd t/év a globális eróziós ráta értéke. Látjuk tehát, hogy az erózió és a hordalékhozam globális adatainak becslése igen nagy szórást mutat.

### Erózió és éghajlat

A talajpusztulás és az éghajlat közötti kapcsolatot globális vonatkozásban elemezve megállapíthatjuk, hogy ahol az éves csapadék összege 450 mm alatt alakul, ott a csapadékmennyiség emelkedése az erózió növekedésével jár (WALLING, D.E.–KLEO, A.H.A. 1979). Ahol az éves csapadékmennyiség 450 és 650 mm között van, ott a talajpusztulás mértéke csökken a csapadék mennyiségének növekedésével, hiszen a jobb csapadék ellátottság dúsabb növényborítást eredményez, ami hatékonyabb talajfelszín védelmet jelent. A csapadék mennyiségének további növekedése a növényborítás védő hatásával szemben az eróziót erősíti. Ha még több csapadék esik, a még dúsabb növényzet kialakulása miatt ismét a növényzet védő szerepe kerül előtérbe. 1700 mm felett azonban olyan mennyiségű és intenzitású csapadék éri a felszínt, hogy a növényzet védő hatása semmiképp sem múlja felül az erózió mértékét, így az erózió mértéke ebben a tartományban egyenes arányban változik a csapadék mennyiségével.

Ha egy viszonylag kis területi egységen belül nem található nagy eltérés a csapadék természetét, mennyiségét és intenzitását illetően, úgy az erózió térbeli eltéréseit a talaj, a lejtőviszonyok és a földhasználatban tapasztalható eltérések fogják meghatározni. BOARDMAN, J. (1990) 1982 és 1987 között az angliai South Downs megye Brighton és Lewes közötti részén végzett vizsgálatait alapján megállapította, hogy az erózió a vizsgált területen leginkább a nagyobb kiszáradt völgyek oldalán fordul elő, ahol a szintkülönbség nagyobb volt 100 méternél és a területet őszi vetésű búza borította.

A legnagyobb mértékű erózióval mindig a szemi-arid, szemi-humid és a trópusi monszun területeken találkozhatunk. Ez alól a nedves trópusi területek jelentenek kivételt. Nyugat-Afrikában 0,3–4 fokos lejtőkön végeztek méréseket a talajpusztulás mértékének megállapítására (ROOSE, E.J. 1971). A nyílt füves szavannák, a sűrű, cserjés szavannák és trópusi esőerdők területein, természetes növényborítás körülményei között 0,15, 0,20 illetve

0,03 t ha<sup>-1</sup> értékeket mértek. A természetes növényzet mezőgazdasági célból történt kiirtását követően a fenti értékek 8, 26 és 90 t ha<sup>-1</sup>-ra növekedtek. Ha a növényzet kiirtását követően a talaj parlagon maradt, még magasabb értékek adódtak: 20, 30 és 170 t ha<sup>-1</sup>. Az értékek azt mutatják, hogy a trópusi esőerdők kiirtása sokkal erőteljesebb erózióhoz vezet, mint a természetes szavannák eltűnése. A mérések rámutatnak, hogy az esőerdők igen nagyfokú védelmet jelentenek, de azt is visszatükrözik, hogy a nedves trópusokon a nagy mennyiségű és intenzív csapadék növényzet híján nagy pusztítást végezhet.

LVOVICH, M.I. et al. (1991) és DEDKOV, A.P.–MOZZHERIN, V.I. (1996) számításai megerősítették WALLING, D.E.–WEBB, B.W. (1983) adatait (5. táblázat), hangsúlyozva, hogy a szemi-arid és szemi-humid területek, amelyek főleg Kínában, Indiában, az USA nyugati részén, Közép-Ázsiában és a Mediterráneum területén helyezkednek el, az erózióra leginkább érzékenyek a Földön – amint erre már korábban is utaltunk. Ezek a területek a talajerózió mellé társul még a természetes vízkészletek megőrzésének problémája, valamint a környezet ökológiai érzékenysége, ugyanis ha a természetes vegetációval borított terület helyére szántóföld vagy legelő kerül, gyors mértékben lecsökken a talaj szerves anyag tartalma, amit a talaj kimerülése követ, végső fázisban pedig az elsivatagosodás. A szemi-arid és szemi-humid területeken kívül a magashegységekben is lehet találkozni magas eróziós értékekkel, pl. az Andok, a Himalája és a Karakorum területén, a Sziklás-hegység egyes részein, az afrikai Great Rift Valley-ban. Ugyanígy a vulkanikus talajokkal borított területek is hajlamosabbak a nagyobb mértékű erózióra. Ilyen területek a Földön: Jáva, Új-Zéland Déli szigete, Pápua Új-Guinea és Közép-Amerika egyes részei.

Vannak olyan területek is, ahol szintén nagy az erózió veszélye, de alkalmasint e térségek nem kerülnek ábrázolásra valamely erózióveszélyt bemutató térképen. Olyan felszinformákról és a hozzájuk kapcsolódó talajtípusokról van szó, amelyek valamely korábbi földtörténeti korból reliktumként maradtak vissza. Dél-Afrika számos területén rétegtani vizsgálatok bizonyítják, hogy voltak a táj fejlődése szempontjából viszonylag stabil periódusok, amelyeket a humuszos rétegek rétegsorai jelölnek, illetve instabil periódusok is, kolluviális üledékekkel. Ez utóbbiak gyakran 5 m vastagságot is elérnek. Szváziföld és Zimbabwe számos részén jelent súlyos problémát az említett kolluviális üledékekkel borított területek árkos eróziója. Ezek a kolluviális üledékek főleg finomszemcsés homokból és kőzetlisztből állnak, amelyek természetüknél fogva rendkívüli mértékben érzékenyek az erózióra (SHAKESBY, R.A.–WHITLOW, R. 1991). Az eróziós árkok képződése azokon a területeken is gyakori, ahol a gránit kőzeteket erősen mállott regolit vagy szaprolit takarja. Ezek az erősen mállott fedő kőzetek valószínűleg egy korábbi földtörténeti kor sokkal nedvesebb trópusi éghajlatán képződtek, amikor a talajt dús vegetáció borította. A növényzet kiirtása a lefolyás és az erózió növekedésével járt. A felső fedőrétegek eltűnésével oly mértékben lecsökken az erózióval szembeni ellenállás, hogy a terület nagyon gyorsan az erózió által mélyen felszabdalttá válik. Ez nemcsak Dél-Afrikában tapasztalható, hanem a nyugat-afrikai szavannák peremterületein, valamint Brazíliában és Kína déli részein is.

### Talajerózió és földhasználat

A talajpusztulás és a földhasználat közötti kapcsolat, különös tekintettel a földhasználat változására igen szerteágazó tudományos és gyakorlati kérdés (CSEPINSZKY B. et al. 1999; SZÜCS P. et al 2006; DEMÉNY K.–CENTERI Cs. 2008; DEMÉNY K. et al. 2008; CENTERI Cs. et al. 2009a,b).



4. ábra Árkos erózió beerdősített, korábban szántóföldként használt vízgyűjtőn (Somogybabod, Magyarország).  
*Figure 4 Gully erosion in a forested watershed, formerly used for agriculture (Somogybabod, Hungary).*

A 4. ábra pozitív használati változást mutat be. SPETH, J.G. et al. (1994) adatai szerint a Föld mezőgazdasági területének egyharmada szántó, a maradék kétharmad pedig rét és legelő. A szőlő, gyümölcs stb. területek kiterjedése ezek szerint elhanyagolható. PIMENTEL, D. et al. (1995) szerint a mezőgazdasági hasznosítású terület 80 %-a közepesen, illetve erősen, 10 %-a pedig enyhén erodált.

A Föld legelő területeinek több, mint a felén jellemző a túllegeltetés és így azokon különböző mértékű erózióval kell számolnunk. CENTERI CS. et al. (2007) hazai körülmények között vizsgálják a legelők és a talajtulajdonságok összefüggéseit. Magától értetődően a szántóterületeken a legnagyobb az erózióveszély és a tényleges erózió is, mivel itt a gyakori talajművelés, illetve az aratás utáni növényzetmentes, fedetlen területek nagyban elősegítik a talajpusztulást.

Ha most az összes degradációs folyamatot tekintjük, úgy használt földterület vonatkozásában (mezőgazdasági terület, állandó legelő, erdő, l. 6–7. táblázat) a degradált terület aránya 23%, az erősen degradálté pedig 14%. Kiemelkedő a degradált terület aránya Közép-Amerikában, Afrikában, Ázsiában és Európában.

Azt látjuk a 6. táblázatból, hogy a mezőgazdasági terület 38%-a degradált. Ebben a vonatkozásban Közép-Amerika (74%) és Afrika (65%) a legveszélyeztetettebb. A világ legelőinek 21%-a degradált. Itt Európa és Afrika állnak az első helyen. A Föld erdőterületének 18%-át érinti a degradáció; Közép-Amerika, Ázsia és Európa kiemelkedő értékeivel.

6–7. táblázat A talajdegradáció mértéke kontinensenként és földhasznosítás szerint.  
(FAO, 1990, OLDEMAN, L.R. et al., 1991, SCHERR, S.J., 1999)  
Table 6-7 Global estimates of soil degradation, by region and land use  
(FAO, 1990, OLDEMAN, L.R. et al., 1991, SCHERR, S.J., 1999)

Terület	Mezőgazdasági terület			Állandó legelő			Erdő		
	Összesen Degradált	%		Összesen Degradált	%		Összesen Degradált	%	
	(millió hektár)			(millió hektár)			(millió hektár)		
Afrika	187	121	65	793	243	31	683	130	19
Ázsia	536	206	38	978	197	20	1273	344	27
Dél-Amerika	142	64	45	478	68	14	896	112	13
Közép-Amerika	38	28	74	94	10	11	66	25	38
Észak-Amerika	236	63	26	274	29	11	621	4	1
Európa	287	72	25	156	54	35	353	92	26
Óceánia	49	8	16	439	4	19	156	12	8
Világ	1475	562	38	3212	685	21	4048	719	18

Terület	Összesen			
	Összes mezőgazdasági, legelő és erdőterület	Degradált	%	Erősen degradált
	(millió hektár)			(millió hektár)
Afrika	1663	494	30	321
Ázsia	2787	747	27	453
Dél-Amerika	1516	244	16	139
Közép-Amerika	198	63	32	61
Észak-Amerika	1131	96	9	79
Európa	796	218	27	158
Óceánia	644	104	17	6
Világ	8735	1966	23	1216

### Következtetések

A talajerózióval kapcsolatos jövőbeli aggodalmak és félelmek a következők. A Föld mezőgazdasági területein mérik a legmagasabb talajvesztés értékeit, amelyek elérhetik a 100 t ha<sup>-1</sup>-t is, ugyanakkor a talaj termőképessége évi átlagban 15–30 %-kal csökken, az erózió következtében leromlott, alacsony termőképességű talajok helyreállítása viszont nagyon nehéz feladat (MORGAN, R.P.C. 2005). PIMENTAL, D. et al. (1993) szerint éves szinten 6 millió hektárnyi földterület megy veszendőbe a talajerózióra és más okokra visszavezethetően. PIMENTAL, D. et al. (1995) szerint az elmúlt fél évszázad alatt a Föld szántóterületének csaknem egyharmada veszett el az erózió következtében és ez a folyamat rohamos ütemben folytatódik, évente több, mint 10 millió hektár esik áldozatul az erózióknak. Világszerte 12 millió hektár szántóterületen károsodik, semmisül meg a talaj olyan mértékben, hogy felhagynak a műveléssel. Évente 75 milliárd tonna talaj pusztul le a víz- és szél-erózió következtében, elsősorban természetesen a mezőgazdasági területekről. Az ember által kiváltott – antropogén – erózió mértéke nagyságrendekkel múlja felül a természetes eróziót.

Az itt idézett adatok is arra utalnak, hogy a talajpusztulás és a hozzá kapcsolódó egyéb káros folyamatok a Föld egészségét súlyosan érintik – természetesen a területi különbségek

rendkívül nagyok. Eltérés mutatkozik valamennyi talajeróziót kiváltó és befolyásoló tényező tekintetében is – ezek közül a földhasználat, illetve annak változása tekinthető a legfontosabb és az emberi társadalom által leginkább meghatározott tényezőnek. Az élelmiszerellátás és ezáltal az egész emberiség jövője szempontjából tehát kulcskérdés a termőtalaj megőrzése és az erózió elleni szervezett és tudatos védekezés fokozott érvényesítése.

---

KERTÉSZ ÁDÁM  
MTA CSFK, Földrajztudományi Intézet, Budapest  
kertesza@helka.iif.hu

## IRODALOM

- BOARDMAN, J. 1990: Soil erosion on the South Downs: a review. In: BOARDMAN J. – FOSTER I.D.L. – DEARING J.A. (eds.): *Soil erosion on agricultural land*. – Wiley, Chichester. pp. 87–105.
- BRIDGES, E.M.–OLDEMAN, L.R. 2001: Food production and environmental degradation. In: BRIDGES, E.M.–HANNAM, I.D.–OLDEMAN, L.R.–PENNING DE VRIES, F.W.T. –SCHERR, S.J. –SOMBATPANIT, S. (eds.): *Response to land degradation*. – Science Publishers, Enfield, NH. pp. 36–43.
- CENTERI CS.–MALATINSZKY Á.–VONA M.–BODNÁR Á.–PENKSZA K. 2007: State and sustainability of grasslands and their soils established in the Atlantic-Montane zone of Hungary. *Cereal Research Communications* 35 (2 PART I). pp. 309–313.
- CENTERI CS.–BARTA K.–JAKAB G.–SZALAI Z.–BIRÓ ZS. 2009a: Comparison of EUROSEM, WEPP, and MEDRUSH model calculations with measured runoff and soil-loss data from rainfall simulations in Hungary. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172. 6. pp. 789–797.
- CENTERI CS.–HERCZEG E.–VONA M.–BALÁZS K.–PENKSZA K. 2009b: The effects of land-use change on plant-soil-erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172. 4. pp. 586–592.
- CROSSON, P. 1995: Soil erosion estimates and costs. – *Science* 269. p. 461.
- CSEPINSZKY B.–JAKAB G.–JÓZSA S. 1999: Szimulált csapadék, beszivárgás és talajvesztés. In: SÉNYI PNÉ (szerk.) *"Agrárjövők alapja a minőség"* 41. – *Georgikon Napok*. 327 p. Keszthely Pannon Agrártudományi Egyetem, pp. 424-429.
- DEDKOV, A.P.–MOZZHERIN, V.I. 1996: Erosion and sediment yield on the Earth. – *International Association of Scientific Hydrology Publication* 236. pp. 29–33.
- DEMÉNY, K.–CENTERI, CS. 2008: Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. – *Cereal Research Communications, Supplement* 36. pp. 1739–1742.
- DEMÉNY, K.–JAKAB, G.–CENTERI, CS. 2008: The role of land use change on water erosion in the Gödöllő Hillside. – *Proceedings of the 15th International Congress of ISCO, Soil and Water Conservation, "Climate Change and Environmental Sensitivity"* on CD. pp. 1–4.
- EL-SWAIFY, S.A. 1994: State of the art for assessing soil and water conservation needs and technologies. In: NAPIER, T.L.–CAMBONI, S.M.–EL-SWAIFY, S.A. (eds.): *Adopting conservation on the farm. An international perspective on the socioeconomics of soil and water conservation*. – Soil and Water Conservation Society, Ankeny, IA. pp. 13–27.
- ENVIRONMENT AGENCY 2002: *Agriculture and natural resources: benefits, costs and potential solutions*. – Environmental Agency, Bristol. 37 p. <http://www.environment->

- agency.gov.uk/static/documents/Research/natrespt1\_673325.pdf
- FAO 1990: *FAO Production Yearbook*. Rome, FAO.
- LANG, S.S. 2006: 'Slow, insidious' soil erosion threatens human health and welfare as well as the environment,. – Cornell study asserts. <http://www.news.cornell.edu/stories/march06/soil.erosion.threat.ssl.html>
- LVOVICH, M.I.–KARASIK, G.Y.–BRATSEVA, N.L.–MEDVEDEVA, G.P.–MALESHKO, A.V. 1991: Contemporary intensity of the world land intercontinental erosion. – Moscow, USSR Academy of Sciences.
- MADARÁSZ, B.–KERTÉSZ, Á.–JAKAB, G.–TÓTH, A. Movement of solutes and their relationship with erosion in a small watershed In: NESTROY, O.–JAMBOR, P. (eds) *Aspects of the Erosion by Water in Austria, Hungary and Slovakia*. 169 p. Bratislava – Soil Science and Conservation Research Institute, 2003. pp. 99–110.
- MAGRATH, W.–ARENS, P. 1989: *The Cost of Soil Erosion in Java: A Natural Resource Accounting Approach*. – World Bank Environment Department Working Paper No. 18. The World Bank, Washington, DC.
- MORGAN, R.P.C. 2005: *Soil Erosion & Conservation*, 3rd edition. – Blackwell Publishing, Oxford. 304 p.
- OLDEMAN, L.R. 1994: The global extent of soil degradation. In: GREENLAND, D.J.–SZABOLCS I. (eds.): *Soil resilience and sustainable land use*. – Wallingford, CAB International. pp. 99–118.
- OLDEMAN, L.R.–HAKKELING, R.T.A.–SOMBROEK, W.G. 1991: World map of the status of human-induced soil degradation: An explanatory note. – Wageningen, The Netherlands and Nairobi, Kenya: International Soil Reference and Information Centre and United Nations Environment Programme.
- PIMENTEL, D. 1993: *World Soil Erosion and Conservation*. – Cambridge University Press, Cambridge. 364 p.
- PIMENTEL, D.–HARVEY, C.–RESOSUDARMO, P.–SINCLAIR, K.–KURZ, D.–MCNAIR, M.–CRIST, S.–SHPRITZ, L.–FITTON, L.–SAFFOURI, R.–BLAIR, R. 1995: Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. – *Science*, New Series 267. 5201. pp. 1117–1123.
- PODMANICKY L.–BALÁZS K.–BELÉNYESI M.–CENTERI Cs.–KRISTÓF D.–KOHLHEB N. 2011: Modelling Soil Quality Changes in Europe An Impact Assessment of Land Use Change on Soil Quality in Europe. – *Ecological Indicators* 11. pp. 4–15.
- ROOSE, E.J. 1971: Influence des modifications du milieu naturel sur l'érosion: le bilan hydrique et chimiquesuite á la mise en culturesous climat tropical. – ORSTOM, Adiopodoumé, Ivory Coast. p. 28.
- SCHERR, S.J. 1999: *Soil Degradation – A Threat to Developing Country Food Security by 2020*. – Washington, International Food Policy Research Institute. p. 71.
- SCHERR, S.J.–YADAV, S. 1996: Land degradation in the developing world: implications for food, agriculture and the environment to 2020. – IFPRI, Food, Agric. and the Environment Discussion Paper 14, Washington, DC. 36 p.
- SHAKESBY, R.A.–WHITLOW, R. 1991: Perspectives on prehistoric and recent gullying in central Zimbabwe. – *GeoJournal* 23. pp. 49–58.
- SPETH, J.G. 1994: *Towards an Effective and Operational International Conventionon. – Desertification International Negotiating Committee, International Conventionon Desertification*, United Nations, New York. 867 p.
- SZÜCS, P.–CSEPIN SZKY, B.–SISÁK, I.–JAKAB, G. 2006: Rainfall simulation in wheat culture at harvest. – *Cereal Research Communications* 34. 1. pp. 81–84.

- TROEH, F.R.–THOMPSON, L.M. 1993: *Soils and Soil Fertility*. – Oxford Univ. Press, New York, ed. 5. 489 p.
- URI, N.D.–LEWIS, J.A. 1998: The dynamics of soil erosion in US agriculture. – *Science of the Total Environment* 218. pp. 45–58.
- WALLING, D.E. 1983: The sediment delivery problem. – *J Hydrol* 65. pp. 209– 37.
- WALLING, D.E.–KLEO, A.H.A. 1979: Sediment yield of rivers in areas of low precipitation: global view. – *International Association of Scientific Hydrology Publication* 128. pp. 479–93.
- WALLING, D.E.–WEBB, B.W. 1983: Patterns of sediment yield. In: GREGORY K.J. (ed.) *Background to paleohydrology*. – Wiley, Chichester. pp. 69–100.

## GYEPES SÁVOK SZEREPE A TALAJERÓZIÓ ELLENI VÉDEKEZÉSBEN

MADARÁSZ BALÁZS–CSEPINSZKY BÉLA–BENKE SZABOLCS

### ROLE OF GRASS STRIPS IN SOIL PROTECTION

#### Abstract

Negative consequences of overland flow are soil erosion, sedimentation and land degradation, and even more serious damage such as physical and chemical pollution in downstream areas. Land impoverishment is due to the loss of fertile topsoil with its load of organic matter and nutrients. There is little data in the Hungarian literature about the grass strips in protection against soil erosion and as a natural way to keep nutrients and pesticides on site. Main goal of the our research is to study the role of grass strips in the prevention of soil erosion and nutrient- and pesticide runoff and loss. The effect of grass strips will be examined in field conditions in two different scales: on plot-, field-size study areas. The plot-scale measurements will be carried out on four, 24×50m size plots equipped with a special collection system of pipes and tanks. Here the amount of runoff water and sediment, the physical and chemical properties of the samples, the organic carbon content of the soil and the amount of macro-elements and pesticides leaving the plot with the runoff water will be measured after each precipitation event. Rape, maize and winter wheat will be the cultures subject of the investigations. On the field-scale sample area sample collection pairs will be settled to measure the soil- and macro-element loss by runoff. Advantage of the grass is that it filters the runoff water. Stems and roots break the energy of the out-flowing water and are able to hold back part of the water, too. Both infiltration and sedimentation are promoted by the slackening of running water, therefore less soil nutrient and pesticide can leave the area polluting the surface waters. As the quantity of runoff water is also reduced, grass strips may lessen the damage of droughts and decrease the probability of flash-floods.

**Keywords:** grass strips, soil erosion, runoff, conservation agriculture

#### Bevezetés

Magyarországon a szántó művelési ágba tartozó területek aránya közel 50%. A nagyüzemi, intenzív gazdálkodás a tömbösített táblák révén megszüntette a mozaikosságot, sőt a monokultúrákban alkalmazott folyamatos kémiai növényvédelem miatt ökológiai sivatagokat hozott létre. A kedvezőtlen adottságú területek szántóföldi művelésbe vonása (lecsapolások, meredek hegyoldalak feltörése stb.) szintén ez irányba hatott. Ennek hatására felerősödött a talajeroszió, így az alkalmazott kemikáliák egy része élő- és talajvízbe jutottak (JAKAB G. et al. 2010; CENTERI CS–SZABÓ L. 2014). A gyarapodó ismeretek azonban ma már lehetővé teszik, hogy hatékony gazdálkodás mellett is biztosítsuk a mezőgazdasági területeken a talaj- és annak termékenységének, valamint a biológiai sokféleség megőrzését, illetve értékes élőhelyeket őrizzünk meg vagy teremtsünk újra a mezőgazdasági tájban (BÁDONYI K. et al. 2008a; BÁDONYI K. et al. 2008b; BIRKÁS M. et al 2008; SZABÓ B. 2012).

Korábbi vizsgálataink elsősorban a beruházás-igényes talajkímélő művelésre koncentráltak (KERTÉSZ Á. et al. 2010, MADARÁSZ B.–KERTÉSZ Á. 2010, MADARÁSZ B. et al. 2011), azonban e mellet, van más természetkímélő technológia is a környezetvédelmére, a biológiai sokféleség megőrzésére és a talaj pusztulásának megállítására. Ezek a gyepes sávok, vagy füves vápák. Bizonyos meredekség mellet, már egy szintvonal menti talajkímélő művelés sem szabhat gátat a jelentős méretű barázdák kialakulásának és a talaj-, tápanyag pusztulásának (CENTERI CS. et al. 2009). Élénk felszínű dombsági területeken a domborzati viszonyok predestinálják a jelentős talajpusztulást, valamint a lepusztult talaj áthalmozását, a kultúrnövények eltemetését (KERTÉSZ Á. et al. 2004).



A barázdás – és végső soron az árkos – erózió elleni harc eszközei lehetnek a gyepes sávok (THAPA, B.B. et al. 1999; CULLUM, R.F. et al. 2007; HUANG, D. et al. 2010). A mikrodomborzat által előre jelzett vápákban összegyűlik a területről lefolyó víz, mely a megnövekedett tömeg miatt csekély lefolyás esetén is könnyen megbontja a talajfelszínt. Ha ezen természetes vízlevezetőket állandó vegetációval fedjük a víz sokkal kevésbé tud talajt elragadni belőlük, mintha a szántóföldi kultúrák gyakran fedetlen, vagy kis fedettségű felszínén tenné (JAKAB G. et al. 2005). Környezetvédelmi szempontból legfontosabbnak az élővizekbe jutó, eutrofizációt okozó P tekinthető, amelynek mennyisége – mivel jellemzően csak talajrézescskéhez kötötten mozog – ezáltal jelentősen csökkenthető (MADARÁSZ B. et al. 2003; TÓTH A. et al. 2006). E sávok alkalmazásával a területről eltávozó vízmennyiség is csökken (WU, J. Y. et al. 2010; DONJADEE, S. et al. 2010; HUANG, D. et al. 2010; CULLUM, R. F. et al. 2006; THAPA, B. B. et al. 1999), ezért kiterjedt alkalmazásuk hatással lehet az aszálykárok mérséklésére, illetve a manapság egyre gyakoribb hirtelen fellépő árhullámok kialakulására is.

Magyarországon már a 60-as évek szakkönyvei foglalkoznak a gyepes sávok szerepével és elsősorban annak a talajeróziós védekezésben betöltött szerepét emelik ki. Ennek ellenére a hazai gyakorlatban nemigen találkozhatunk alkalmazásukkal. Ellenben Nyugat-Európában, pl. Franciaországban számos évtizedes jó példát találhatunk (GAUVIN, D. 2000, SOLTNER, D. 2001, DAUTREBANDE, S. et al. 2006) Hazánkban nemhogy gyepes sávokat alakítottak volna ki, hanem gyakran még a mezőgazdasági területek élővilágában igen fontos szerepet betöltő szegélyterületeket is művelésbe vonták (BENKE SZ. et al. 2008). A gyepes sávok telepítése azonban nem jelent akkora termés kiesést, mint amekkora területet elfoglalnak, hiszen a tábla ezen részén, épp az eróziós kártétel és szedimentáció következtében jóval elmarad a terméshozam is.

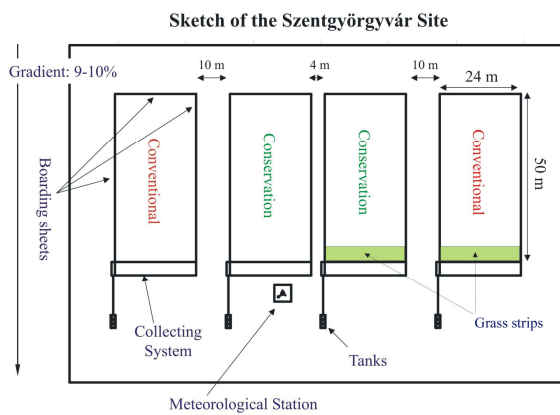
Az emelkedő műtrágya árak, a talaj- és környezetkímélő technológiát szorgalmazó támogatások hatására az utóbbi években egyre nagyobb az érdeklődés az új „zöld” megoldásokkal szemben, azonban a füves sávok továbbra sem kaptak elég figyelmet eddig Magyarországon. Éppen ezért különösen fontos, hogy ezen technológiáról hazai viszonylatban minél többet megtudjunk, amely alapul szolgálhat a széleskörű elterjedéséhez és tudományos alapot az alkalmazáshoz.

### Anyag és módszer

A Gyöngyös-patak részvízgyűjtőjén a patak szennyeződéseinek döntő része a mezőgazdaságból, pontosabban a talajpusztulásból származik. A gyepes sávok vizsgálatára – a korábbi vizsgálataink helyszínénél is szolgáló – Dióskál és Szentgyörgyvár települések határában jelöltük ki (BÁDONYI K. et al. 2008a; MADARÁSZ B. et al. 2011). Vizsgálatainkat két léptékben végeztük.

1. Parcella szintű mérések 2009–2012. Szentgyörgyvár határában található 2-ha-os, 9–10% lejtésű kísérleti területen a hagyományos (HM) és a talajkímélő művelés (TKM) eróziós vizsgálatához, két ismétlésben, összesen 4 db 24×50 m-es parcellát alakítottunk ki még 2003-ban (*1. ábra*). Az ilyen méretű parcellákon a normál, gépesített szántóföldi művelés már megvalósítható, ugyanakkor még épp akkorák, hogy a területről lefolyó vizeket és talajt felfoghassuk és mérni tudjuk. A lefolyás mérésére egy speciális két csatornás gyűjtőrendszert alakítottunk ki úgy, hogy a gyakori kis intenzitású csapadékok, valamint a nagy intenzitású (1%-os valószínűséggel bekövetkező) csapadékok lefolyása is felfogható legyen, így a mintázást és a méréseket igen nagy pontossággal végezhetjük. A két hagyományos és a két talajkímélő parcellából egyenként az alján 3–3 m-es gyepes sávot alakítottunk ki a vizsgálatok érdekében (HM<sub>GY</sub>, TKM<sub>GY</sub>). A modellkísérletben összehasonlításra kerül a

hagyományos és a talajkímélő művelésű és az ezen művelések gyepes szegéllyel védett parcelláinak tulajdonságai. A gyűjtőrendszerhez kapcsolt tartályok és a telepített meteorológiai állomás segítségével csapadékeseményenként vizsgáltuk a lefolyás és szediment mennyiségét. A vizsgálatokat kukorica és őszi búza kultúrákban végeztük el.



1. ábra Szentgyörgyvári kísérleti terület vázlata és parcellái  
Figure 1 Sketch and plots of the Szentgyörgyvár site

2. A gyepes sávok hatásának vizsgálatát tábla szinten a Dióskál mellett található Bárándpusztán vizsgáljuk. A mérőrendszer kiépítésére és a gyepes sávok telepítésére 2013-ban került sor. A keresztirányú sáv telepítését egy kb. 7,5 ha-os, 8–12%-os lejtőn alakítottuk ki. A három folyadék-mintagyűjtő párt szintvonal mentén helyeztük el. A keretpár egyik része a tábláról a gyepes sávba befolyó vizet mintázza, a másik az gyepsávon átfolyót. A minták fizikai ill. kémiai vizsgálatra kerülnek a szuszpendált talaj és a makroelemek mennyiségének meghatározása céljából.



2. ábra Báránd-pusztai mintagyűjtők  
Figure 2 Interceptors of Báránd-puszta

A mintákat az alábbi összetevőkre vizsgáltuk. Folyadék mintáknál oldott N (Kjedahl-módszer), AL-P (spektrofotométer), AL-K (lángfotometria), összes szárazanyag (szuszpendált szediment). A lehordott talaj esetében: szárazanyag-tartalom, összes N (Dumas-féle eljárás), AL-P (spektrofotométer), AL-K (lángfotometria).

A 2013. évi, hosszú, hűvös és csapadékos tavasz hátráltatta a gyepes sáv vetését, a megfelelő előkészítést követően április közepén kerülhetett sor. A mérőrendszer kiépítése és a gyeperősödése nyár közepére történt meg, így az eróziós mérés 2013. július 1-ével indulhatott el. A mintaterület körüli szántó termesztett növénye a telepítés idején tavaszi árpa volt, mely az első mintavételt követően került le a területről. Ezt követően ősszel repce került elvetésre. A területen növényzeti felméréseket és fedettség becslést négy időpontban végeztünk.

## Eredmények

A szentgyörgyvári kísérleti területen 10 évvel ezelőtt hagyományos és talajkímélő művelés mellett kezdődtek a megfigyelések. A gyepes sávok telepítésére 2009-ben került sor. A 2009–2012 vizsgálati periódus négy éve alatt különösen csapadékos, nedves és száraz éveket is vizsgálhattunk (1. táblázat).

1. táblázat A szentgyörgyvári kísérleti terület csapadék és hőmérséklet adatai.  
Table 1 Precipitation and temperature data of Szentgyörgyvár site

	2009	2010	2011	2012	2013
Közép hőmérséklet					
Ápr.-Szept. (°C)	18,1	16,8	18,4	18,5	17,8
Évi közép hőmérséklet (°C)	11,2	10,2	11,1	11,8	11,2
Csapadék Ápr.-Szept. (mm)	362	650	300	323	325
Évi csapadék (mm)	641	870	438	491	841

Azonban a négy év adatsorából, csak két esztendő adatai elemezhetők. A 2010-es különösen csapadékos 24 lefolyással, s a 2012-es aszályos év, amikor az aszály ellenére is 8 lefolyás pusztította a parcellák talaját. A 2011-es év még szárazabb volt, illetve a csapadékeloszlás (a vizsgálat szempontjából) annyira kedvezőtlenül alakult, hogy egyetlen egy lefolyást sem regisztráltunk a területen! 2009-ben 13 lefolyás történt, azonban ezeket jelen tanulmányban nem értékeljük, mivel a gyepes sáv telepítésére 2009 tavaszán került csak sor, s annak megerősödése, az év második felére történt meg, így szerepét még nem töltötte be maximálisan. Vagyis a továbbiakban a 2010 és 2012-es év eredményeit ismertetjük.

Az egyes csapadék eseményeket elemezve azt látjuk, hogy a lefolyó vizek és főleg a lehordott talajok fajlagos tömegében eseményenként és kezelésként is egyaránt jelentős különbségeket mutatkoznak. A lefolyó vizek és lehordott talaj döntő többségét többnyire évi 1–2 csapadék okozza csupán, míg az összes többi (éves szinten) eltörlődik az előzőek mellett. Így pl. 2010-ben a május 31-ei és a június 16-ai két csapadék esemény együttesen az egész éves talajpusztulás, a HM esetén 88%, HM<sub>GY</sub> 70% volt, míg a TKM területeken ezek részaránya sokkal kevesebb, TKM 50%, TKM<sub>GY</sub> 40% volt (2. táblázat).

A 2. táblázat adatai jól mutatják, hogy több nagyságrendi különbség figyelhető meg a HM és TKM területek adatai között. A gyepes sáv hatása a TKM szerény méretű lefolyása és talajpusztulása esetén nem érzékelhető, míg a HM esetén a lefolyást átlagosan 45%-al, a talajpusztulást 80%-al mérsékelte e két csapadéknál. Ha az adatokat a két év átlagában vizsgáljuk (2. táblázat), hasonló képet kapunk. A TKM parcelláknál közel azonos lefolyás és

talajpusztulás volt mérhető. Ez a HM százalékában kifejezve a lefolyás esetén közel 85%-os, míg a talajvesztés esetén 99%(!)-os csökkenést jelentett. A talaj és környezetvédelmet hatékonyan szolgáló talajkímélő művelés esetén a gyepes sávok alkalmazása így valószínűleg nem indokolt. A TKM-nek ugyanakkor kulcs szerepe kell legyen a jövő dombvidéki szántóföldi növénytermelése kapcsán. Ezt a szerepet nem csak a nagyságrenddel kisebb talajpusztulás indokolja, hanem a kevesebb lefolyt víz is, amelynek a vízmegőrzésben van óriási jelentősége, különösen a jövőben a Kárpát-medencét ért klimatikus szárazodás fényében.

2. táblázat A szentgyörgyvári eróziós állomás 2010. május 31. és június 16-ai, valamint 2010. és 2012. évi felszíni lefolyás és talajvesztés értékei

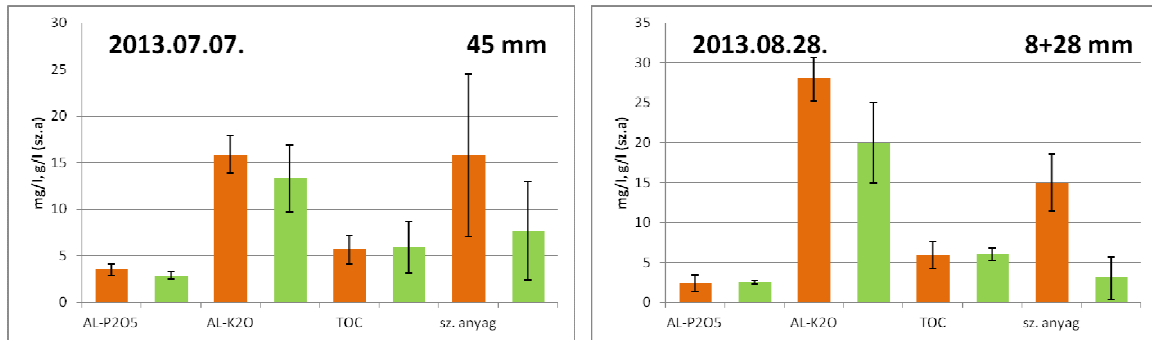
Table 2. Runoff and soil loss data of 31/05/2010, 16/06/2010 and 2010, 2012 years at Szentgyörgyvár

Csapadékesemény, Év		HM	HM <sub>GY</sub>	TKM	TKM <sub>GY</sub>
<b>2010. május 31.</b>	Lefolyás, mm	16,8	8,5	0,14	0,25
	Talajvesztés, t/ha	41,9	8,7	0,04	0,05
<b>2010. június 16.</b>	Lefolyás, mm	13,8	5,2	0,15	0,18
	Talajvesztés, t/ha	31,9	6,6	0,02	0,02
<b>2010-es év</b>	Lefolyás, mm	51,6	48,9	5,89	10,84
	Talajvesztés, t/ha	84,1	21,7	0,19	0,20
<b>2012-es év</b>	Lefolyás, mm	6,4	0,8	0,10	0,05
	Talajvesztés, t/ha	0,14	0,07	0,001	0,00006

A HM esetén azonban hatékonyan használhatók a gyepes sávok. Az általunk használt, csupán 3 méter szélességű gyepes sáv is jelentősen csökkentette a talajvesztést. A gyepes sávok, mint természetes szűrők, elsősorban a parcelláról lepusztulásnak „indult” talajt fogták meg. Enzen érték a sávok szélességének növelésével minden bizonnyal tovább növelhető.

A 2012-es aszályos év során, búza kultúrában regisztrált 8 lefolyás mennyiségét tekintve, jóval elmarad a 2010-es évhez képest, ahol a több csapadék mellett a kapás kultúra (kukorica) is nagyobb teret engedett a talajpusztulásnak.

A Báránd-pusztai mintaterületen, a mérések indításakor július 3-án, a gyep közel azonos borítást adott a talajnak, mint a terület kultúrnövénye (43% és 45%). A tavaszi árpa betakarítását követő talajmunkák következtében, augusztus 28-ára ez az arány 62% - 4%-ra változott. A repce vetése után egy hónappal (október 1.) pedig még mindig 75% - 6% volt a két terület talajfedettség különbsége, amely november 4-ére 73% - 35%-ra csökkent. Jól látható, hogy épp a nyári heves és intenzív csapadékok időszakában szinte teljesen védetlen volt a talaj felszíne, s a meginduló talajpusztulást egyedül a sűrű gyepes sáv gátolhatta volna. Azonban 2013-ban a július-augusztus igen aszályos volt, de így is november 25-éig bezárólag (ekkor kerültek téliesítésre a műszerek) összesen 350 mm csapadékot regisztráltunk a területen, ebből 142 mm csak novemberben hullott. Összesen nyolc lefolyást okozó csapadékeseményt regisztráltunk. A lefolyt vizek mennyiségéből nem (nincsenek lehatárolt parcellák), csak azok minőségi vizsgálatából következtethetünk a táblán végbemenő eróziós folyamatokra. Így pl. az augusztus 28-ai esemény alkalmával a lefolyás szárazanyag tartalma a szántó esetében átlagosan 15 g/l, míg a gyepes sáv által megszárt lefolyás esetében csupán 3 g/l volt, amely különbség szignifikáns különbségnek adódott. Ugyanakkor a N, P, K esetében szignifikáns különbséget nem találtunk (3. ábra).



3. ábra A 2013. július 7-ei és a az augusztus 28-ai csapadékok által okozott lehodás beltartalmi értékei, Báránd-puszta (narancs szín: gyepes sáv nélkül; zöld szín: gyepes sávval)

Figure 3 Runoff data of 07/08/2013, 28/08/2013 precipitation events at Báránd-puszta (orange: without grass strip; green: with grass strip)

### Következtetések

Eredményeink azt mutatják, hogy intenzív mezőgazdálkodási gyakorlatban is van lehetőség a talaj védelmére és a biodiverzitás megőrzésére talajkímélő művelés és/vagy gyepes sávok alkalmazásával. Mind a talajerózió, mind a tápanyagveszteség csökkenthető. A talajerózió mértéke jóval a tolerálható talajveszteség alatt van, ezáltal megőrizhető a talaj termékenysége és biztosítható a hosszú távon fenntartható gazdálkodás. A gyep előnye, hogy a felszínen mozgó vizet megszűri, a növények szára és gyökérzete a lefelé mozgó víz energiáját megtörik, s a vizet némileg visszatartják. A folyás lelassítása a víz talajba szivárgását és a szedimentációt egyaránt elősegíti. A gyepes sávok a lepusztult talaj, tápanyagok (növényvédő-szerek) mennyiségét jelentősen csökkenthetik. Ezáltal a gyepes sávok fékezik a szediment, a vízszennyezők és a tápanyagok élővízbe-jutását.

### Köszönetnyilvánítás

A kutatást az OTKA PD104899 témája és a Syngenta Magyarország Kft. támogatta.

MADARÁSZ BALÁZS  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest  
madarasz.balazs@csfk.mta.hu

CSEPINSZKY BÉLA  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest  
h5535cse@ella.hu

BENKE SZABOLCS  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest  
benkesz7@freemail.hu

IRODALOM

- BÁDONYI K. HEGYI G.–BENKE SZ.–MADARÁSZ B.–KERTÉSZ Á. 2008a: Talajművelési módok agroökológiai összehasonlító vizsgálata. – *Tájökológiai Lapok* 6. 1–2. pp. 145–163.
- BÁDONYI K.–MADARÁSZ B.–KERTÉSZ Á.–CSEPINSZKY B. 2008b: Talajművelési módok és a talajerózió kapcsolatának vizsgálata zalai mintaterületen. – *Földrajzi Értesítő* 57. 1–4. pp. 147–167
- BENKE SZ.–MADARÁSZ B.–BÁDONYI K.–KERTÉSZ Á. 2010: A hagyományos és talajkímélő művelés madártani viszonyai, a szegélyterületek jelentősége a szántóföldi madarak előfordulásában. *Tájökológiai Lapok*. – 8. 3. pp. 437–455.
- BIRKÁS, M.–JOLÁNKAI, M.–KISIC, I.–STIPESEVIC, B. 2008: Soil tillage needs a radical change for sustainability. – *Agriculturae Conspectus Scientificus* 73. 3. pp. 131–136.
- CENTERI CS.–BARTA K.–JAKAB G.–SZALAI Z.–BIRÓ ZS. 2009a: Comparison of EUROSEM, WEPP, and MEDRUSH model calculations with measured runoff and soil-loss data from rainfall simulations in Hungary. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172. 6. pp. 789–797.
- CENTERI CS.–SZABÓ L. 2014: Az erózió mezőgazdasági vonatkozásai. In: SZABÓ L.–REMENYIK B. (szerk.) *Talajvédelem - környezet(táj)védelem*. 322 p. – Gödöllő: Szent István Egyetem Kiadó, 2014. pp. 135–171.
- CULLUM, R. F.–WILSON, G. V.–MCGREGOR, K. C.–JOHNSON, J. R. 2007: Runoff and soil loss from ultra-narrow row cotton plots with and without stiff-grass hedges. – *Soil & Tillage Research* 93, pp. 56–63.
- DAUTREBANDE, S.–CORDONNIER, H.–THIRION, M.–BIELDERS, CH. 2006: Lutter contre érosion des terres. – *Les livrets de l'Agriculture* 12. Ed. Ministère de la Région-wallonne, la Direction générale de l'Agriculture, Namur. 42 p.
- DONJADEE, S.–CLEMENTE, R. S.–TINGSANCHALI, T.–CHINNARASRI, C. 2010: Effects of vertical hedge interval of vetiver grass on erosion on steep agricultural lands. – *Land Degradation & Development* 21. 3. pp. 219–227.
- GAUVIN D. 2000: Inventaire des zones sensibles à l'érosion des sols en vallée d'Authie dans une perspective d'application des mesures agri-environnementales. – *Mém. D.U.E.S.S. "Eau et Environnement"*, D.E.P., Univ. Picardie Jules Verne.
- HUANG, D.–HAN, J. G.–WU, J. Y.–WANG, K.–WU, W. L.–TENG, W. J.–SARDO, V. 2010: Grass hedges for the protection of sloping lands from runoff and soil loss: An example for Northern China. – *Soil & Tillage Research* 110, 251–256.
- JAKAB G.–KERTÉSZ Á.–PAPP S. 2005: Az árkos erózió vizsgálata a Tetves-patak vízgyűjtőjén. – *Földrajzi Értesítő* 54. 1–2. pp. 149–165.
- JAKAB G.–KERTÉSZ Á.–SZALAI Z. 2010: Scale dependence of gully investigations. – *Hun. Geo. Bull.* 9. 3. pp. 319–330.
- KERTÉSZ Á.–HUSZÁR T.–JAKAB G. 2004: The effect of soil physical parameters on soil erosion. – *Földrajzi Értesítő* 53. 1–2. pp. 77–84.
- KERTÉSZ, Á.–MADARÁSZ, B.–CSEPINSZKY, B.–BENKE, SZ. 2010: The role of conservation agriculture in landscape protection. – *Hungarian Geographical Bulletin* 59. 2. pp. 167–180.
- MADARÁSZ B.–KERTÉSZ Á.–JAKAB G.–TÓTH A. 2003: Movement of solutes and their relationship with erosion in a small watershed. In: NESTROY, O.–JAMBOR, P. (eds.), 2003: *Aspects of the erosion by water in Austria, Hungary and Slovakia*. – Bratislava, Soil Science and Conservation Institute, pp. 99–110.
- MADARÁSZ B.–KERTÉSZ Á. 2010: A talajkímélő művelés vizsgálata és alkalmazhatósága. – *Agrárium* 20. pp. 48–49.

- MADARÁSZ, B.–BÁDONYI, K.–CSEPINSZKY, B.–MIKA, J.–KERTÉSZ Á. 2011: Conservation tillage for rational water management and soil conservation. – *Hungarian Geographical Bulletin*. 60. 2. pp. 117–133.
- SZABÓ B. 2012. Természetkímélő szántóművelés I. <http://www.biokultura.org/szaktanacsadas/publikaciok/szantomuveles.htm>
- SOLTNER, D. 2001: Bandes enherbées et autres dispositifs bocagers. Collection Sciences et Techniques Agricoles ISBN 2-907710-21-4 24 27 p.
- THAPA, B. B.–CASSEL, D. K.–GARRITY, D. P. 1999: Ridge tillage and contour natural grass barrier strips reduce tillage erosion. – *Soil & Tillage Research* 51. pp. 341–356.
- TÓTH, A.–JAKAB, G.–MADARÁSZ, B.–SZALAI, Z.–MÉSZÁROS, E., 2006: Migration of nutrients dissolved by precipitation and their role in soil erosion. – *Chinese Journal of Geochemistry*, 25 (Suppl.) 5p.
- WU, J.Y.–HUANG, D.–TENG, W.J.–SARDO, V.I. 2010: Grass hedges to reduce overland flow and soil erosion. – *Agronomy for Sustainable Development* 30. pp. 481–485.

## GEOGRAPHICAL DISTRIBUTION AND GEOMORPHOLOGICAL CHARACTERISTICS OF MAJOR GLOBAL DUST SOURCE AREAS

VARGA, GYÖRGY –BRADÁK, BALÁZS –SZEBERÉNYI, JÓZSEF

### Abstract

Satellite measurements provide useful information on mineral aerosol content of the atmosphere and on distribution of dust source regions. The NASA Total Ozone Mapping Spectrometer's (TOMS) and Ozone Monitoring Instrument's (OMI) Aerosol Index measurements (on board of different sun-synchronous satellites) have the longest (since November 1978) available global record with appropriate spatial ( $1 \times 1.25$  and  $1 \times 1$  degree) and temporal (daily) resolution. The data-matrix was analysed by a self-developed mathematical-statistical MATLAB algorithm to attain information on situation and inter-annual and seasonal activity of major dust hot-spot areas. The compiled average aerosol maps show that the most important sources are situated mainly in the desert, semi-desert regions of North Africa, Middle East and Central Asia creating a more or less continuous area, called "Global Dust Belt". The frequency and magnitude of dust emission outside the dust belt is relatively low, and is concentrated in small distinct areas. In general, the temporal activity of source regions has an obvious seasonal pattern with a spring-summer maximum. Based on the systematic analyses of geographical distribution, it can be stated that major sources are associated to specific geomorphological environments. These can be connected to geomorphological depressions, ephemeral streams or wadi-systems and to alluvial fans. The fine-grained material of most of the sources was accumulated in some kind of fluvial or lacustrine environment with a certain Pleistocene pluvial history, which acts as a dust source area after the desiccation.

**Keywords:** dust storm; mineral dust; deflation; geomorphology

### Introduction

Atmospheric particulate matter emission of arid and semiarid areas by dust storms is a special kind of (wind) erosion. The amount of deflated mineral particles, smaller than  $62.5 \mu\text{m}$  in diameter can be set into the range of 1 to 3 billion of tons annually (TEGEN, I. et al. 1996; GINOUX, P.M. et al. 2001; ZENDER, C.S. et al. 2003). This huge amount of emitted dust can lead to severe land degradation of agricultural areas and has a negative impact on air quality (PYE, K. 1987; GOUDIE, A.S. – MIDDLETON, N.J. 2006; SHAO, Y. 2008). Beside, these primer evident effects, dust storms and atmospheric mineral dust have various direct and indirect climatic and other environmental effects (HARRISON, S.P. et al. 2001; KOHFELD, K.E. – TEGEN, I. 2007; MAHER, B.A. et al. 2010; PÓSFAL, M. – BUSECK, P.R. 2010; SHAO, Y. et al. 2011). The tiny wind-blown particles with various mineralogical compositions reflect, scatter and absorb the incoming shortwave (solar) and outgoing longwave (terrestrial) radiation. Mineral dust modifies cloud forming processes, changes the pH of precipitation, and has an effect on biogeochemical cycles of oceanic ecosystems. Beside the inorganic particulates, dust storms transport large amount of organic aerosols (fragments of plants and insects, pollen grains, bacteria, fungi etc.).

Aim of this paper is to discuss the geographic distribution of dust loading regions and provide new thoughts on the geomorphological characteristics of major dust source areas in a global context.



## Methods

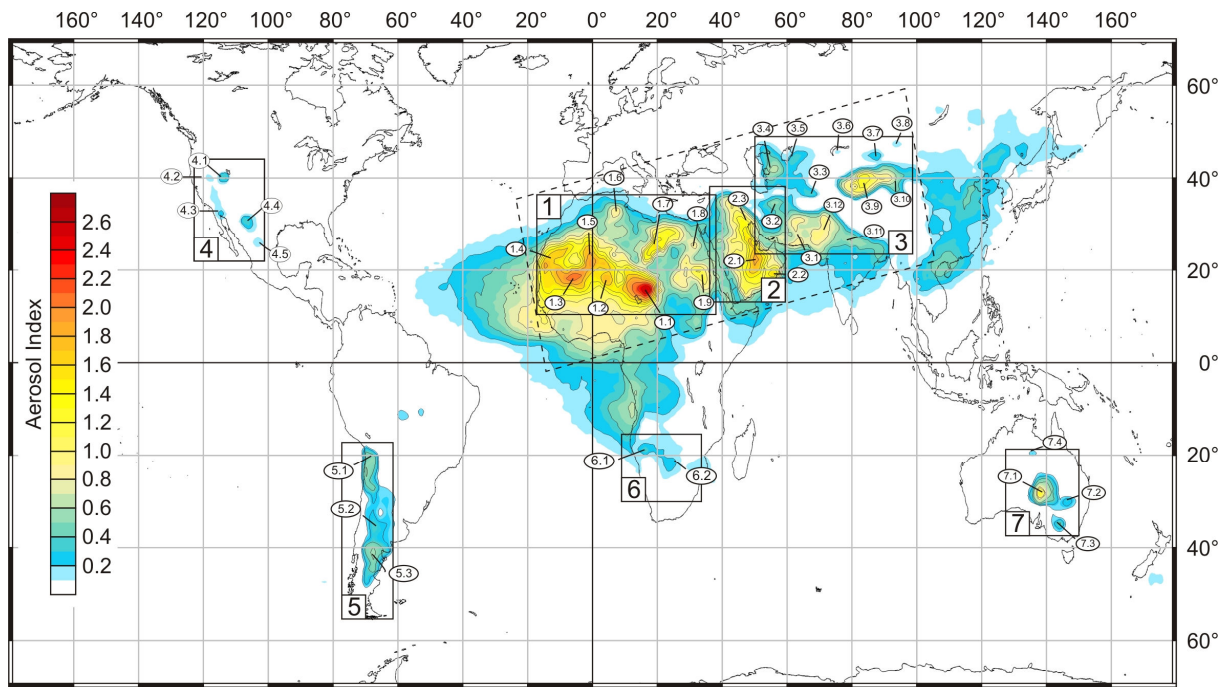
Major global dust source areas have been identified by satellite measurements of NASA's Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) and Ozone Monitoring Instrument (OMI) in the time period of 1979–2011. The applied Aerosol Index (AI) record has an appropriate temporal (daily) and spatial (TOMS:  $1 \times 1.25^\circ$ ; OMI:  $1 \times 1^\circ$ ) resolution, and it is a very useful tool to identify absorbing aerosol components of the atmosphere (HERMAN, J.R. et al. 1997; TORRES, O. et al. 1998). The Aerosol Index (AI), as defined by the NASA/GSFC Ozone Processing Team, is a measure of how much the wavelength dependence of backscattered UV radiation from an atmosphere containing aerosols (Mie scattering, Rayleigh scattering, and absorption) differs from that of a pure molecular atmosphere (pure Rayleigh scattering). Quantitatively, the AI is defined as

$$AI = 100 \log_{10} \left( \frac{I_{360}^{meas}}{I_{360}^{calc}} \right), \quad (1)$$

where  $I_{360}^{meas}$  is the measured 360 nm TOMS radiance, and  $I_{360}^{calc}$  is the calculated 360 nm TOMS radiance for a Rayleigh atmosphere (HERMAN, J.R. et al., 1997). Positive values of AI indicate absorbing aerosols (dust, smoke from biomass burning), while negative values represent sulphates or sea-salt particles. Because of our aims to identify and characterize major dust source regions, the positive values of the AI have been used, which can be connected almost exclusively to wind-blown dust in arid-semiarid regions (PROSPERO, J.M. et al. 2002). However, the AI is less sensitive to aerosols at a low altitude, source areas can be identified by their persistent nature on the long-term average maps. Mapping of dust source areas by AI measurements have attained by several previous studies, which have confirmed the suitability of these kind of satellite observations (PROSPERO, J.M. et al. 2002; WASHINGTON, R. et al. 2003; ENGELSTAEDTER, S. et al. 2006; GOUDIE, A.S. – MIDDLETON, N.J. 2006; VARGA, GY. 2012). In the course of our study, we have worked with the dust source database composed and discussed by VARGA, GY. 2012 (*Figure 1*).

The compiled average aerosol map shows that the most important sources are situated mainly in the desert, semi-desert regions of North Africa, Middle East and Central Asia creating a more or less continuous area, called “Global Dust Belt”. The frequency and magnitude of dust emission outside the dust belt is relatively low, and is concentrated in small distinct areas. In general, the temporal activity of source regions has an obvious seasonal pattern with a spring-summer maximum.

Dust storms at high latitude areas (e.g. in Alaska, Canadian Prairies or Iceland) from glacial outwash plains are also common; however TOMS and OMI AI measurements cannot represent well these sources, because of aerosol emission is restricted to the lower levels of the troposphere (HERMAN, J.R. et al. 1997).



*Figure 1* Global mean map of the measured daily Aerosol Index values and locations of the discussed major dust source domains (modified after VARGA, GY. 2012). The investigated dust hot-spots are the followings: **1. North Africa:** 1.1. Bodélé Depression; 1.2. Azawagh Structural Basin; 1.3. Taoudenni Basin; 1.4. W-Saharan sebkhas; 1.5. Tidikelt Depression; alluvial fans and wadis of W/NW-Ahaggar; 1.6. Chott Melrhir and Chott Jerid; 1.7. Cyrenaica és a Quattara Depression; 1.8. Western escarpments of River Nile; 1.9. Tokar Delta; **2. SW Asia:** 2.1. Salt flats and ephemeral streams of Jebel Tuwaiq; 2.2. Sabkha system of Jebel Dhoraf; 2.3. Floodplains deposits and marshlands of Tigris and Euphrates Basin; **3. Central Asia:** 3.1. Sistan (Seistan) Basin; 3.2. Dasht-e Kavir and Dasth-e Lut; 3.3. Fergana Basin; 3.4. Kara-Bogaz Gol; 3.5. Aral Sea; 3.6. Alluvial deposits of Balkhas-Alakol Basin; 3.7. Junggar Basin; 3.8. Uvs Lake Basin; 3.9. Tarim Basin; 3.10. Salt flat of Lop Nor and Quaidam Basin; 3.12. Thar; **4. North America:** 4.1. Salt flats at Great Salt Lake; 4.2. Smoke Creek and Black Rock Deserts; 4.3. Playa system of Salton Sink; 4.4. Chihuahuan Desert; 4.5. Bolsón de Mapimi; **5. South America:** 5.1. Salar de Uyuni (and other salt lakes/salars of the Altiplano); 5.2. Eastern slopes of Southern Andes; 5.3. Patagonia; **6. South Africa:** 6.1. Etosha Pan; 6.2. Makgadikgadi Depression; **7. Australia:** 7.1. Lake Eyre Basin; 7.2. Floodplain deposits and salt swamps along River Darling (e.g. Caryapundy); 7.3. Floodplain deposits and salt swamps along River Murray; 7.4. Barkly Tableland.

### Geomorphological characteristics of dust source regions within the “Global Dust Belt”

The largest and most intense mineral dust sources can be connected to *large geomorphological depressions previously flooded by Pleistocene lakes*, like Bodélé Depression (1.1. on *Figure 1*) (remnant of ancient Lake Megachad) and Taoudenni Basin (1.3. on *Figure 1*) (remnant of Lake Araouane). The thick, fine-grained ancient lakebed deposits (diatomite, salt) and sparse vegetation (due to climatic and pedological reasons) make these places vulnerable to deflation. The bombardment energy of saltating sand-sized particles from nearby lying sand seas enhance the intensity of wind erosion by disrupting the hardened surface of lacustrine deposits. In the Bodélé, another geomorphological effect enhances the wind erosion, where the prevailing northeastern dry trade wind (Harmattan) is strengthened by the *channelling effect* of the Tibesti and Ennedi Mountains (*Figure 2*).

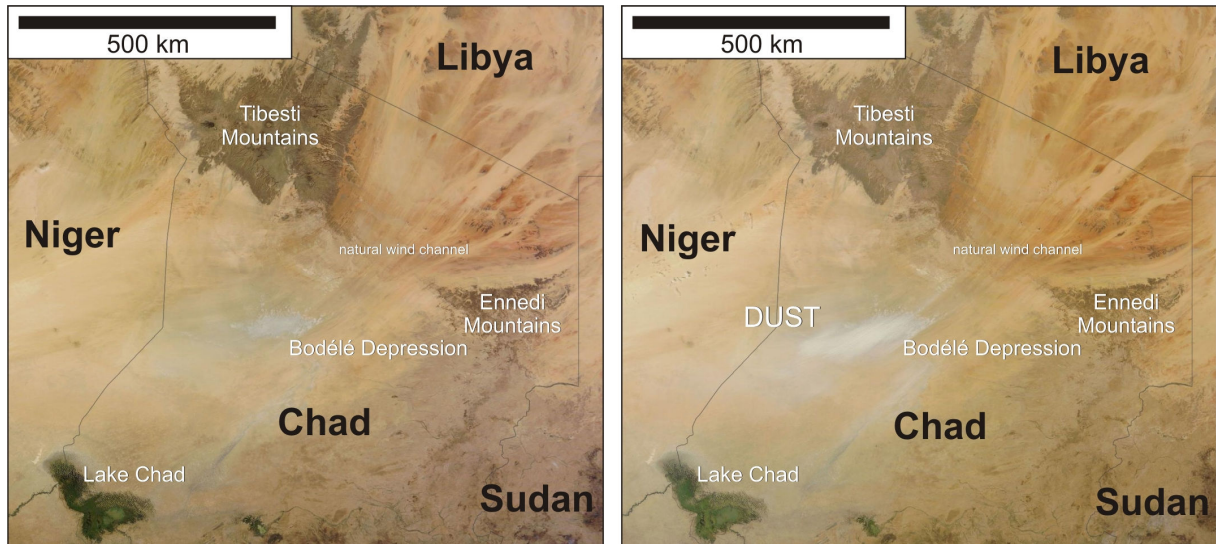


Figure 2 NASA MODIS Satellite images of Bodélé Depression on a “clear” (1 January, 2014) and a dusty day (6 February, 2014). Image source: <https://earthdata.nasa.gov/labs/worldview/>

Seasonally flooded, *ephemeral salt and dry lakes* (chotts, sebkhas) represent another (very similar to previous) geomorphological environment suitable for severe dust emission episodes. These, mainly isolated, relatively small dust hot-spots can be found in lowlands, often surrounded by mountainous areas (source areas of water in spring from thawing). A typical example is the “Chott Region” in North Africa, south of the Tell Atlas. Chott Melrhir and Chott Jerid (1.6. on *Figure 1*) are salt lakes, with changing shores and are dry for much of the year. Strong winds associated with Sharav cyclones transporting huge amount of mineral dust from the lakebed towards the Mediterranean (ALPERT, P. –ZIV, B. 1989). Sand bombardment (particles from Grand Erg Oriental) plays also important role during the initial stage of wind erosion.

As the above mentioned examples show, water plays substantial role in transportation and storage of silt-sized particles. It is increasingly true in the case of *alluvial fans and wadi-systems of mountainous areas*, which are also important source regions. The fine-grained mineral material is transported from the higher areas by ephemeral streams, seasonal flash floods or by mass-movements. The western and north-western slopes of Ahaggar and the long narrow band of dust sources at the eastern slopes of gentle hills running parallel to Atlantic coast in Western Sahara are good representatives of this kind of geomorphological environment.

Especially in “High Asia”, *endorheic basins* are major sources of mineral dust. Sistan, Junggar or Uvs Lake Basins (3.1., 3.7. and 3.8. on *Figure 1*) are closed intermountain basins (with own internal drainage system) fed with clay- and silt-sized material by alluvial fans and wadis. Salt swamps, marshes and shallow lakes (hamouns, kavirs) occupy the central part of the basins with fine-grained deposits accumulated in them. In general, katabatic winds from the higher areas are responsible for intense deflation episodes. The largest and most persistent dust source area of Asia is situated also in an intermountain basin; the huge sand sea of Taklimakan desert located in the Tarim Basin (3.9. on *Figure 1*) and is bounded by the Himalayan Plateau, Hindu Kush and Tien Shan. At marginal areas of the sandy desert areas extensive ephemeral drainage systems, seasonal lakes and alluvial fans can be identified.

Dust source areas bordering rivers can be characterized by different kind of geomorphological features. For instance, in the Tigris-Euphrates Basin (2.3. on *Figure 1*) desiccated *floodplain* deposits and *extensive marshlands* of the two rivers provide the source material of deflated fine-grained dust (*Figure 3*). From the Tokar Delta (1.9. on *Figure 1*)

huge quantities of dust can be transported into the direction of Red Sea from the alluvial deposits of silt-laden Baraka River.

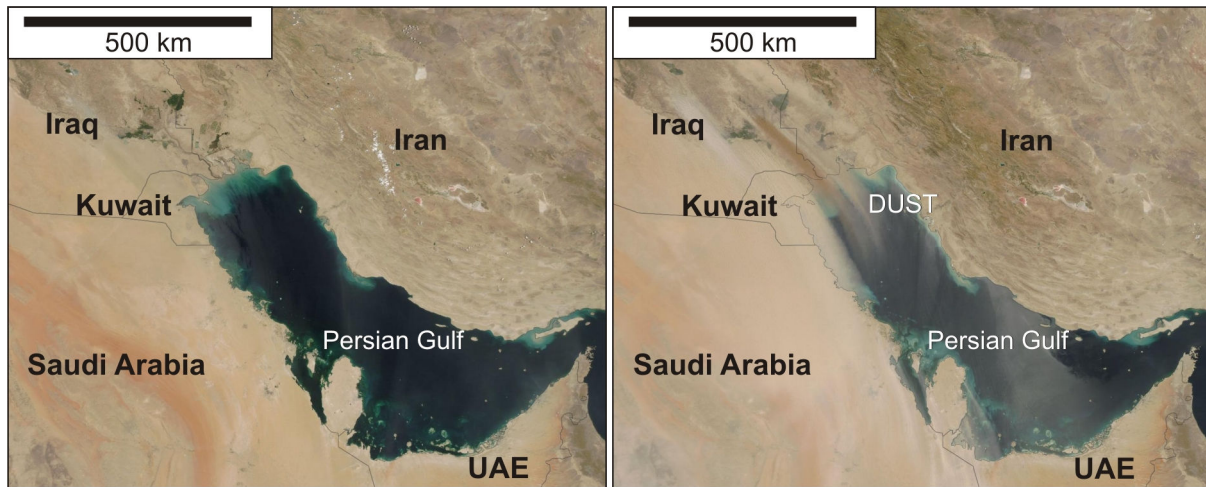


Figure 3 NASA MODIS Satellite images of Persian Gulf on a “clear” (7 June, 2013) and a dusty day (2 June, 2013). Image source: <https://earthdata.nasa.gov/labs/worldview/>

*Anthropogenic factors* could also enhance the dust activity by unreasonable constructions of irrigation channels or other irresponsible agricultural activities. Kara-Bogaz Gol (3.4. on *Figure 1*), the ancient gulf of Caspian Sea was dried out as a consequence of embankment construction; and now it is an intense dust source region. Aerosol measurements show, that the dried out deltas of Amu and Syr Darya rivers and the exposed lakebed of shrinking Aral Sea (3.5. on *Figure 1*) became important emitters of mineral dust due to man-made reasons.

### **Geomorphological characteristics of dust source regions outside the “Global Dust Belt”**

Outside the “Dust Belt”, small, distinct source areas are responsible for dust emission, and have only a minor contribution to the global dust budget, however their various effects can have relevant impact on local (or sometimes regional) environmental processes. These, mainly seasonally active hot-spots can be connected to specific climatic and geomorphological environments similar to those discussed above.

In North America (SW part of United States and northern Mexico), several isolated sources are situated in the internal drainage systems of intermountain highland basins (sub-basins of Great Basin and Mexican Altiplano). The surface of the closed basins is covered by salt flats, playas, shallow lakes and deep alluvial deposits of fans. Generally, the salty deposits of the endorheic basins are remains of past moister climatic regimes; for instance the Tule and Sevier Dry Lakes are remnants of pluvial Lake Boneville, while alkali deposits of Smoke Creek and Black Rock Deserts (4.2. on *Figure 1*) were formed after the desiccation of Pleistocene Lake Lahontan.

General characteristics of South American sources are determined by the Andes. Many isolated hot-spots are associated with the salt flats (salars) located in the internal drainage system of high plateau region of Altiplano (5.1. on *Figure 1*); and have a Pleistocene pluvial origin. Alluvial sediments of piedmont areas and Pleistocene loess and loess-like deposits are source material of dust storms at the eastern slopes of Southern Andes, deflated by katabatic winds.

In South Africa, two isolated source areas can be distinguished (Etosha Pan (6.1. on *Figure 1*) and Makgadikgadi Depression (6.2. on *Figure 1*)). Both of them are located in

geomorphological depressions, are seasonally flooded by ephemeral rivers, and are remnants of large pluvial lakes.

The largest dust source area outside the “Global Dust Belt” is located in Australia. The huge playa system of Lake Eyre (7.1. on *Figure 1*) is fed by ephemeral rivers, streams and creeks. Other minor sources are related to floodplains and salt swamps of Murray and Darling Rivers and their seasonal tributaries (7.2. and 7.3. on *Figure 1*).

### Conclusion

Based on the systematic analyses of geographical distribution, it can be stated that major dust sources are associated with specific geomorphological environments. These can be connected to geomorphological depressions (e.g. remnants of ancient lakebeds, salt or dry lakes, intermountain basins and lowlands), ephemeral streams or wadi-systems and flanks of high mountains (alluvial fans). The fine-grained material of most of the sources was accumulated in some kind of Pleistocene fluvial or lacustrine environment. Accordingly, it is important to note, that dust storms and deflational episodes are related to arid and semiarid environments (or droughts), however water plays substantial role in formation, transportation and storage of fine-grained particles.

---

VARGA, GYÖRGY  
HAS RCAES, Geographical Institute, Budapest, Hungary  
varga.gyorgy@csfk.mta.hu

BRADÁK, BALÁZS  
HAS RCAES, Geographical Institute, Budapest, Hungary  
bradak.balazs@csfk.mta.hu

SZEBERÉNYI, JÓZSEF  
HAS RCAES, Geographical Institute, Budapest, Hungary  
szeberenyi.jozsef@csfk.mta.hu

### REFERENCES

- ALPERT, P.–ZIV, B. 1989: The Sharav Cyclone: Observations and some theoretical considerations. – *Journal of Geophysical Research* 94. pp. 18495–18514.
- ENGELSTAEDTER, S. –TEGEN, I.–WASHINGTON, R. 2006: North African dust emissions and transport. – *Earth-Science Reviews* 79. 1–2. pp. 73–100.
- GINOUX, P.M. –CHIN, I.–TEGEN, I.–PROSPERO, J.–HOLBEN, M.–DUBOVIK, O. –LIN, S.J. 2001: Global simulation of dust in the troposphere: model description and assessment. – *Journal of Geophysical Research* 106. pp. 20255–20273.
- GOUDIE, A.S. –MIDDLETON, N.J. 2006: *Desert Dust in the Global System*. – Springer, 287 p.
- HARRISON, S.P.–KOHFELD, K.E.–ROELANDT, C.–CLAQUIN, T. 2001: The role of dust in climate changes today, at the last glacial maximum and in the future. – *Earth-Science Reviews* 54. pp. 43–80.
- HERMAN, J.R.–BHARTIA, P.K.–TORRES, O.–HSU, C. –SEFTOR, C.–CELARIER, E. 1997: Global distribution of UV-absorbing aerosols from Nimbus 7 TOMS data. – *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 102. pp. 16911–16922.

- KOHFELD, K.E.–TEGEN, I. 2007: Record of Mineral Aerosols and Their Role in the Earth System. – *Treatise on Geochemistry* 4. 13. pp. 1–26.
- MAHER, B.A.–PROSPERO, J.M.–MACKIE, D.–GAIERO, D. –HESSE, P.P.–BALKANSKI, Y. 2010: Global connections between aeolian dust, climate and ocean biogeochemistry at the present day and at the last glacial maximum. – *Earth-Science Reviews* 99. pp. 61–97.
- PÓSFAI, M.–BUSECK, P.R. 2010: Nature and climate effects of individual tropospheric aerosol particles. – *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 38. pp. 17–43.
- PROSPERO, J.M.–GINOUX, P.M.–TORRES, O.–NICHOLSON, S.E.–GILL, T.E. 2002: Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the Nimbus-7 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) absorbing aerosol product. – *Reviews of Geophysics* 40. p. 31
- PYE, K. 1987: *Aeolian Dust and Dust Deposits*. – Academic Press, London, 334 p.
- SHAO, Y. 2008: *Physics and Modelling of Wind Erosion (2nd Revised and Expanded Edition)*. – Springer, 452 p.
- SHAO, Y.–WYRWOLL, K.H.–CHAPPELL, A. –HUANG, J. –LIN, Z.–MCTAINSH, G.H.–MIKAMI, M.–TANAKA, T.Y.–WANGH, X.–YOON, S. 2011: Dust cycle: An emerging core theme in Earth system science. – *Aeolian Research* 2. pp. 181–204.
- TEGEN, I.–LACIS, A.A. –FUNG, I. 1996: The influence of mineral aerosols from disturbed soils on climate forcing. – *Nature* 380. pp. 419–422.
- TORRES, O. –BHARTIA, P.K. –HERMAN, J.R.–AHMAD, Z.–GLEASON, J. 1998: Derivation of aerosol properties from a satellite measurements of backscattered ultraviolet radiation: Theoretical basis. – *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 103. pp. 17099–17110.
- VARGA, GY. 2012: Spatio-temporal distribution of dust storms – a global coverage using NASA Total Ozone Mapping Spectrometer aerosol measurements (1979–2011). – *Hungarian Geographical Bulletin* 61. pp. 275–298.
- WASHINGTON, R.–TODD, M.–MIDDLETON, N.J. –GOUDIE, A.S. 2003: Dust-storm source areas determined by the Total Ozone Monitoring Spectrometer and surface observations. – *Annals of the Association of American Geographers* 93. 2. pp. 297–313.
- ZENDER, C.S. –BIAN, H.S.–NEWMAN, D. 2003: Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: Description and 1990s dust climatology. – *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 108. 4416. 19 p.

## DEPENDENCE OF SOIL ERODIBILITY FACTOR ON THE MEASUREMENTS OF SOIL PARTICLE SIZE DISTRIBUTION

CENTERI, CSABA–JAKAB, GERGELY–BARTA, KÁROLY–FARSANG, ANDREA–SZABÓ, SZILÁRD–SZALAI, ZOLTÁN–BIRÓ, ZSOLT

### Abstract

There are a growing number of physically based soil erosion models and their use is increasing rapidly as well. Meanwhile, as the input need of physical models is much larger than those of the empirical models, any research investigating the punctuality of factors affecting the final outputs of the model are valuable. In the present case we did soil particle size measurements in different institutions (Debrecen and Szeged University and Geographical Institute) with different methodologies (laser, aerometer and pipette methods) on different soil materials (sandy, loamy and clayey). Results of measuring particle size fractions were used for calculating the soil erodibility factor, using the USLE methodology: 8 soils were examined and statistical analyses found significant differences among the particle size measurements. The purpose of the paper is to find out whether these significant differences in particle size measurements were causing significant differences in soil erodibility calculations, too?

**Keywords:** particle size distribution, different methods, USLE, K factor

### Introduction

Soil is examined from various points of views (BARCZI, A. et al. 2009; PETŐ, Á. 2011; PETŐ, Á. 2013; MERINÓ, A. et al. 2004; FONSECA F. et al. 2012; KONDRLOVÁ, E. et al. 2013). Soil is the core interest of soil erosion researches as we want to protect the soil itself (KERTÉSZ, Á. 1993; SZILASSI, P. et al. 2006; BÁDONYI, K. et al. 2008; BARCZI, A. and JOÓ, K. 2009; MADARÁSZ, B. et al. 2011). Soil erosion modeling is a useful tool for predicting potential amount of soil loss (HENG, B. C. P. et al. 2011; ROJAS, R. et al. 2008; PRADHAN, B. et al. 2011). Soil erosion models have to be examined in situ where they are to be used in order to get as proper data as possible locally (CENTERI, Cs. 2002; CENTERI, Cs. et al. 2009; CENTERI, Cs. et al. 2011; CENTERI, Cs. et al. 2012). Any additional data and research related to the increase of punctuality of the models are most welcomed by model users (MADARÁSZ, B. et al. 2012). In the present case, the soil erodibility factor is analyzed based on the liability of measuring an important input parameter: particle sizes. The research aims are to show if there were effects of particle size measurements methods on soil erodibility factor of the USLE model. As particle size is an important parameter for all other soil erosion models, these data can be used for other models as well.

### Materials and methods

Eight soil samples were chosen from seven locations from various soils of Hungary (*Figure 1*). The samples represent a wide palette of soil texture and soil structure. In some cases there was no significant aggregating effect among the coarse particles (i.e. TUR, KMA). Other samples had higher clay content with additional inorganic and humus colloids that resulted in more resistant aggregates (i.e. samples from the BOR, GFH and GAH).

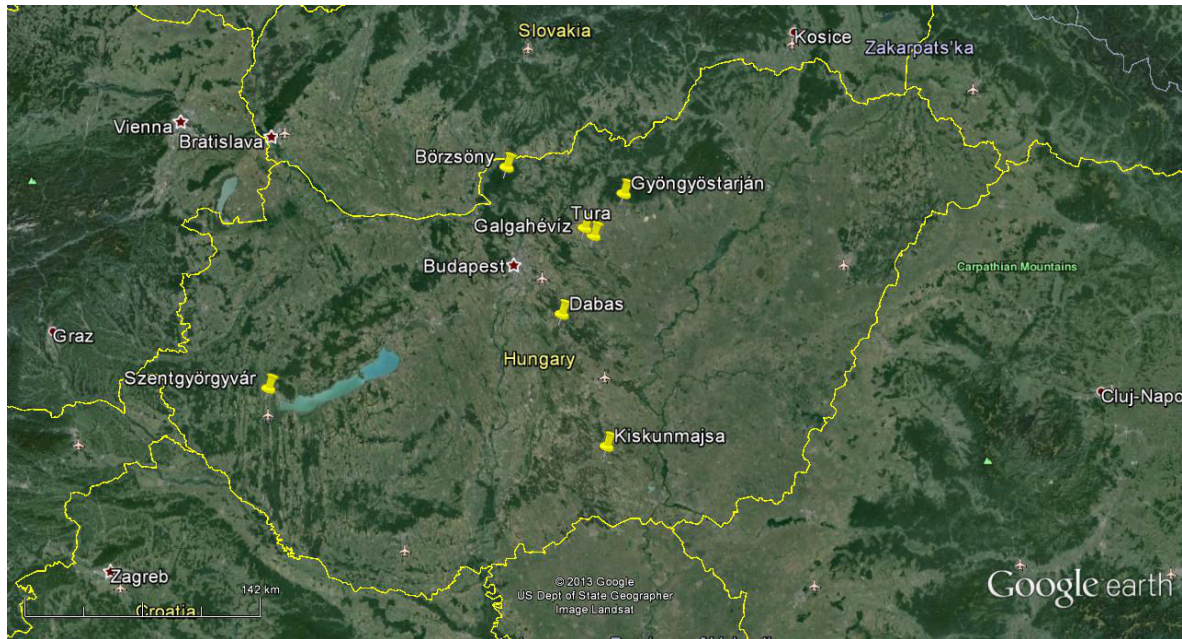


Figure 1 Origin of the eight soil samples from seven locations (Hungary)

Three institutions participated in the measurements. Three methods were used. Codification of all information is in *Table 1*.

*Table 1: Codification of samples, sample sites and participating institutes*

<b>Code</b>	<b>Name of the participating institute</b>
S	University of Szeged
D	University of Debrecen
F	Geographical Institute, Research Centre for Astronomy and Earth Sciences, Hungarian Academy of Sciences
<b>Code</b>	<b>Sampling sites information</b>
BOR	Börzsöny Mountain, mountain top
GAH	Gyöngyöstarján, Mátra Mountain, lower third of the slope
GFH	Gyöngyöstarján, Mátra Mountain, upper third of the slope
SZG	Szentgyörgyvár, Zala Hills
TUR	Tura (lowlands of Hatvan along the Galga Creek)
KMA	Kiskunmajsa (sandy lowland)
FES	Dabas (sandy lowland)
GAL	Galgahévíz (lowlands of Hatvan along the Galga Creek)
<b>Code</b>	<b>Method of measurement</b>
A	Areometer (S)
L	Laser method (F)
P	Pipette method (S)
P1	Pipette method, laboratory staff No. 1. (D)
P2	Pipette method, laboratory staff No. 2. (D)
<b>Code</b>	<b>Replicate</b>
1	replicate 1
2	replicate 2



*Measurements with the Laser Particle Sizer Analysette 22 MicroTech*

Sample preparation was carried out without OM takeout using sodium pyrophosphate in order to disperse the aggregates into elemental particles. 20g air dried soil was dispersed in 25 ml (0.5n) sodium pyrophosphate for 24 hours. Then the suspension was leached through a 500µm sieve and measured in a diffractometer Laser Particle Sizer Analysette 22 (Fritsch GmbH Germany). The measuring range of the used unit (MicroTec) was 0.1-600 µm. The coarse fractions (>500µm) were determined by sieving. The measuring unit of “Analysette 22” contains a helium-neon laser below 5 mW and a wave length of 655nm. The diffracted beams are gathered by Fourier lens onto the detector. The apparatus uses the Mie theory (MIE, G., 1908) to calculate grain-sizes from the intensity of the diffracted light. The results are classified into 102 size classes. One measurement was an average of 180 scans of the sample therefore no repetitions were applied.

*Determination of particle size distribution with Köhn-pipette*

Measurements were carried out according to BUZÁS, I. (1993) using the Hungarian patent of particle size distribution (MSZ-08-0205-1978). The method needed prepared soil samples (i.e. removed organic matter with H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, sieved with Ø=0.2 mm mesh size). A mortar was applied with water and continuous rubbing. Finest fraction was flowed into a sedimentation vessel. This procedure was repeated until there were no fine particles in the mortar when the whole sample was washed into the vessel. The suspension was filled up to 1000 ml with distilled water and 10 ml 0.2 M sodium-oxalate was added to prevent coagulation. The settling time was calculated of 10 cm-s within the suspension. Finally, after the finest (<0.001 mm) fraction had settled, the pipetted samples were dried at 105°C and than determined the weights. Using the weights and knowing the initial amount of soils particle size classes were expressed in percentage.

*Determination of particle size distribution with aerometer method*

The method is based on Stokes’ law also. Suspension is made from 20–60 g sample. Moisture of the original sample is determined with gravimetry. To prevent coagulation 0.5–1 g sodium-pyrophosphate is added to the suspension and then it is filled until 1000 cm<sup>3</sup> with distilled water. The density of soil suspension must be measured at 30 s until 24 h by aerometer (MSZ 14043/3: 1979; BUZÁS, I. 1993).

*Calculation of soil erodibility values*

Soil erodibility has been calculated with the following equation according to SCHWERTMANN, U. et al. (1987):

$$K = 2.77 \cdot M^{1.14} \cdot 10^{-6} \cdot (12 - OS) + 0.043 \cdot (A - 2) + 0.033 \cdot (4 - D)$$

where  $M$  = (particle fraction between 0.063 mm and 0.002 mm (%)) + particle fraction between 0.1 mm and 0.063 mm (%)) (particle fraction between 0.063 mm and 0.002 mm (%) + particle fraction between 2.0 mm and 0.063 mm (%));  $OS$  is the percentual content of organic substance (if  $OS > 4\%$   $OS = 4\%$ );  $A$  = aggregate category;  $D$  = category of permeability. In this case  $A = 2$  (soil aggregates are between 1-2 mm) and  $D = 3$  (infiltration rate is between 10–40 cm·day<sup>-1</sup>) (SCHWERTMANN U. et al., 1987).

*Input parameters for USLE modeling*

For the USLE model running we have chosen the following parameters: R factor = 1300 (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup>), LS = 3.5, C = 0.5, P = 1.

## Results

Results of the K factor calculations based on the particle size measurements are in *Table 2*.

*Table 2* Results of K factor calculations with USLE methodology based on the particle size distribution of 3 institutions (Szeged and Debrecen University, Institute of Geography) and 3 methods (laser, pipette and aerometer)

Site code	K (t ha h ha <sup>-1</sup> MJ <sup>-1</sup> mm <sup>-1</sup> )		Site code	K
BOR	Minimum:	0.03350	TUR	Minimum: 0.03524
	Maximum:	0.03560		Maximum: 0.03664
	Mean:	0.03470		Mean: 0.03573
GAH	Minimum:	0.03400	KMA	Minimum: 0.03315
	Maximum:	0.03600		Maximum: 0.03330
	Mean:	0.03508		Mean: 0.03316
GFH	Minimum:	0.03470	FES	Minimum: 0.03476
	Maximum:	0.03600		Maximum: 0.03614
	Mean:	0.03510		Mean: 0.03545
SZG	Minimum:	0.03570	GAL	Minimum: 0.03640
	Maximum:	0.03680		Maximum: 0.03760
	Mean:	0.03618		Mean: 0.03710

The calculated K factors (*Table 2*) were used to calculate the amount of soil loss with the USLE model. The results of these calculations are in *Table 3*.

*Table 3* Amount of soil losses calculated with the different K factors by using the results of the particle size distributions measured with different methods

Site code	Soil loss (t/ha/y)		Site code	Soil loss (t/ha/y)
BOR	Minimum:	76.2	TUR	Minimum: 80.2
	Maximum:	81.0		Maximum: 83.4
	Mean:	78.9		Mean: 81.3
GAH	Minimum:	77.4	KMA	Minimum: 75.4
	Maximum:	81.9		Maximum: 75.8
	Mean:	79.8		Mean: 75.4
GFH	Minimum:	78.9	FES	Minimum: 79.1
	Maximum:	81.9		Maximum: 82.2
	Mean:	79.9		Mean: 80.6
SZG	Minimum:	81.2	GAL	Minimum: 82.8
	Maximum:	83.7		Maximum: 85.5
	Mean:	82.3		Mean: 84.4

Based on the soil loss calculations' maximum and minimum values, we expressed the difference between these two values. The figures in *Table 4* show the differences where the basis was the minimum value, so the percentage is expressing the difference of the maximum value compared to the minimum value (i.e. 6.1 % means that the maximum value is 6.1 % bigger than the minimum value).

Table 4 Differences in the amount of soil losses calculated with the different K factors by using the results of the particle size distributions measured with different methods

Site code	Values <sub>max</sub> -Values <sub>min</sub> in (%)
BOR	6.1
GAH	5.7
GFH	3.7
SZG	3
TUR	3.9
KMA	0.4
FES	3.9
GAL	3.2

### Conclusion

The analyses of the effects of particle size measurements methods proved that there can be considerable differences among the calculated soil losses if we use the particle size measurements methods to calculate the soil erodibility factor and use these factors in the USLE model to calculate the amount of soil losses.

We can conclude that particle size measurements do have an effect on soil erodibility factors and thus on the amount of the calculated soil losses regardless of the fact that there were no analyses of significance on the soil erodibility and soil loss calculations.

---

CENTERI, CSABA

SzIU, IELM, Department of Nature Conservation and Landscape Ecology, Gödöllő, Hungary  
Centeri.Csaba@kti.szie.hu

JAKAB, GERGELY

HAS RCAES, Geographical Institute, Budapest, Hungary  
jakab.gergely@csfk.mta.hu

BARTA, KÁROLY

USz, Department of Physical Geography and Geoinformatics, Szeged, Hungary  
barta@geo.u-szeged.hu

FARSANG ANDREA

USz, Department of Physical Geography and Geoinformatics, Szeged, Hungary  
farsang@geo.u-szeged.hu

SZABÓ, SZILÁRD

DU, Department of Physical Geography and Geoinformation Systems, Debrecen, Hungary  
szaboszilard.geo@gmail.com

SZALAI, ZOLTÁN

HAS RCAES, Geographical Institute, Budapest, Hungary  
szalai.zoltan@csfk.mta.hu

BIRÓ, ZSOLT

SzIU, Institute for Wildlife Conservation, Gödöllő, Hungary  
biro.zsolt@ns.vvt.gau.hu

REFERENCES

- BARCZI, A.–JOÓ, K. 2009: The role of kurgans in the Palaeopedological and Palaeoecological reconstruction of the Hungarian Great Plain. – *Zeitschrift für Geomorphologie Supplementbande* 53. 1. 131–137.
- BARCZI, A.–GOLYEVA, A.A.–PETŐ, Á. 2009: Paleoenvironmental reconstruction of Hungarian kurgans on the basis of the examination of paleosoils and phytolith analysis. – *Quaternary International* 193. 1–2. pp. 49–60.
- BÁDONYI K.–MADARÁSZ B.–KERTÉSZ Á.–CSEPINSZKY B. 2008. Talajművelési módok és a talajerózió kapcsolatának vizsgálata zalai mintaterületen. (Study of the relationship between tillage methods and soil erosion on an experimental site in Zala County) – *Földrajzi Értesítő* 57. 147–167. in Hungarian with English abstract
- BUZÁS I. (ed.) 1993: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertankönyv 1. (Soil and agrochemistry analysing method book No. 1.), A talajfizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata (Physical, hydrological and mineralogy analyses of soils). – Inda 4231 Publishing, Bp., pp. 37–42. In Hungarian
- CENTERI, CS. 2002: A talajerodálhatóság terepi mérése és hatása a talajvédő vetésforgó kiválasztására. – (Measuring soil erodibility on the field and its effects on soil protecting crop rotation) *Növénytermelés* 51. 2. pp. 211–222. in Hungarian with English abstract
- CENTERI, CS.–AKÁC, A.–JAKAB, G. 2012: Land Use Change and Soil Degradation in a Nature Protected Area of East-Central Europe. – In: AUBRECHT, C.–SERGIO FREIRE, S.–STEINNOCHERPP, K. *Land Use: Planning, Regulations, and Environment*. – NOVA Science Publisher, New York, pp. 211–241.
- CENTERI, CS.–HERCZEG, E.–VONA, M.–BALÁZS, K.–PENKSZA, K. 2009: The effects of land-use change on plant-soil-erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172. 4. pp. 586–592.
- CENTERI, CS.–KRISTÓF, D.–EVELPIDOU, N.–VASSILOPOULOS, A.–GIOTITSAS, I.–VARVARIGOS, G. 2011: Soil erosion risk and sediment transport within Paros Island, Greece. – In: FOURNIER, A.J. (ed.) *Soil Erosion: Causes, Processes and Effects*. – NOVA Science Publisher, New York, pp. 219–234.
- FONSECA, F.–DE FIGUEIREDO, T.–BOMPASTOR RAMOS, M. A. 2012: Carbon storage in the Mediterranean upland shrub communities of Montesinho Natural Park, northeast of Portugal. – *Agroforestry Systems* 86. 3. pp. 463–475.
- HENG, B.C.P.–SANDER, G.C.–ARMSTRONG, A.–QUINTON, J.N.–CHANDLER, J.H.–SCOTT, C.F. 2011: Modeling the dynamics of soil erosion and size-selective sediment transport over nonuniform topography in flume-scale experiments. – *Water Resources Research* 47. W02513. pp. 1–11.
- KERTÉSZ, Á. 1993. Application of GIS methods in soil erosion modelling. – *Comput. Environ. and Urban Systems* 17. pp. 233–238.
- KONDRLOVÁ, E.–IGAZ, D.–HORÁK, J.–HALÁSZOVÁ, K. 2013: Soil texture analysis by optical method laboratory experiment on sample preparation prior to analysis. In *Water resources. Forest, marine and ocean ecosystems*. ISBN 978-619-7105-02-5. Proceedings of the 13th International multidisciplinary scientific geoconference SGEM. Sofia 677–683.
- MADARÁSZ, B.–BÁDONYI, K.–CSEPINSZKY, B.–MIKA, J.–KERTÉSZ Á. 2011. Conservation tillage for rational water management and soil conservation. – *Hungarian Geographical Bulletin* 60. pp. 117–133.
- MADARÁSZ, B.–JAKAB, G.–SZALAI, Z.–JUHOS, K. 2012. Lézeres szemcseösszetétel elemzés néhány előkészítő eljárásának vizsgálata nagy szervesanyag-tartalmú talajokon. (Examination of sample preparation methods for the laser grain size analysis of soils with

- high organic matter content) – *Agrokémia és Talajtan* 61. pp. 381–398. in Hungarian with English abstract
- MERINO, A.–PÉREZ-BATALLÓN, P.–MACIAS, F. 2004: Responses of soil organic matter and greenhouse gas fluxes to soil management and land use changes in a humid temperate region of southern Europe. – *Soil Biology and Chemistry* 36. 6. pp. 917–925.
- MIE, G. 1908: Beiträge zur Optik trüber Medien, speziell kolloidaler Metallösungen, Leipzig. – *Ann. Phys.* 330. pp. 377–445.
- MSZ-08-0205-1978
- MSZ 14043/3: 1979
- PETŐ, Á. 2011: Hazai talajszelvények fitolit morfortípus-diverzitása. (Morphotype diversity of phytoliths in Hungarian soil profiles) – *Agrokémia és Talajtan* 60. 1. pp. 45–64. in Hungarian with English abstract
- PETŐ, Á. 2013: Studying modern soil profiles of different landscape zones in Hungary: an attempt to establish a soil-phytolith identification key. – *Quaternary International* 287. pp. 149–161.
- PRADHAN, B.–CHAUDHARI, A.–ADINARAYANA, J.–BUCHROITHNER, M.F. 2011: Soil erosion assessment and its correlation with landslide events using remote sensing data and GIS: a case study at Penang Island, Malaysia. – *Environ. Monit. Assess.* 184. 2. pp. 715–727.
- ROJAS, R.–VELLEUX, M.–JULIEN, P.Y.–JOHNSON, B.E. 2008: Grid scale effects on watershed soil erosion models. – *J. Hydrol. Eng.* 13. pp. 793–802.
- SZILASSI, P.–JORDAN, G.–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. 3. pp. 96–108.
- SCHWERTMANN, U.–VOGL, W.–KAINZ, M.–AUERSWALD, K.–MARTIN, M. 1987: Bodenerosion durch Wasser. – Ulmer, Stuttgart, pp. 64

# TALAJVESZTESÉG MODELLEZÉSÉNEK TAPASZTALATAI GERÉZDPUSZTÁN

SZABÓ BOGLÁRKA

## EXPERIENCES OF SOIL EROSION MODELLING IN GERÉZDPUSZTA

### Abstract

In the Koppány-valley region erosion processes are one of the major environmental problems. On the arable lands the majority of the humic layer was lost by runoff caused by water erosion. This is the reason why we find Regosols and shallow Cambisols (humus carbonate) and sediment in growing patches. At the bottom of the hills a large amount of sediment was accumulated. The thickness of this sediment is more than 2 m in some places. For the characterization of erosion damages I studied the potential rate of annual soil loss on 5 selected sample slopes with the USLE model. The estimations were made under different land covers as a help for farmers and decision makers. As a result we got high values. The reason of these values can be found in the input parameters:

1. The erodibility factor (K) of the studied area is high, because the soils formed on loess and have shallow fertile layer, which have a low resistance against the erosion.
2. In crop rotation the row crops are common, which have bad coverage features, so the vegetation cover factor (C) was the worst with high values on the studied slopes.
3. Almost 40% of the studied arable lands have 12% or higher steepness, which also increased the rate of soil loss in the USLE model.

The given results were almost everywhere higher than the rate of tolerable soil loss. These results may open the eyes of the farmers and decision makers for the importance of this problem, as well as these are also guidelines to decrease and to solve this problem.

**Keywords:** erosion, USLE, landcover, Gerézdpuszta, soil loss rate

### Bevezetés

Hazánkban a fenntartható fejlődés egyik fontos alapeleme a talajkészletekkel való ésszerű gazdálkodás (VÁRALLYAY GY. 2005; HENDRIX, P.F. et al. 1986), hiszen talajaink közvetítő és összekötő szerepet töltenek be más természeti rendszerekkel (VÁRALLYAY GY. 2005, KERÉNYI A. 1991), valamint a biológiai sokféleség szerves részét képezik (GILLER, K.E. et al. 1997, VÁRALLYAY GY. 2005).

Az ország területének mintegy 70%-át mezőgazdasági területek alkotják, melyek 73%-án szántóföldeket találunk mely területekre az intenzív talajművelés, a nem megfelelő agrotechnika és a táji adottságok figyelmen kívül hagyása jellemző (BARCZI A.–CENTERI CS. 2005). STEFANOVITS P. et al. (1999) szerint hazánk területének mintegy 40%-a, CENTERI CS.–PATAKI R. (2005) szerint 25%-a veszélyeztetett különböző mértékben a vízerózió által. Hazánk területének 2/3-án laza üledékek, azon belül is elsősorban lösz és löszszerű üledékek (főleg a dombsági területeken nagy kiterjedésük), homokos, illetve alluviális üledékek találhatóak, melyek igen érzékenyek a talajpusztulásra, így az erózióra és tömegmozgásokra is. SZABÓ L. (2006) becslései szerint az ország összes lejtős területének átlagos, évi talajvesztesége eléri, illetve egyes esetekben meg is haladhatja a 25–30 t/ha mennyiséget. Egyes becslések szerint (ERŐDI R. et al. 1995) hazánkban, országosan az évente lepusztuló talaj mennyisége 50–55 millió tonna is lehet, mely 1,5–2,0 % humusztartalommal számolva 1,0 millió tonna szervesanyag veszteséget jelent. Ebben nagy szerepet játszik az is, hogy az

alkalmazott vetésszerkezet nem kedvez a talajvédelemnek, mivel igen alacsony százalékban jelennek meg a talajvédelmi funkciót is betöltő kultúrnövények (SZILASSI P. et al. 2006).

Az egyik legfontosabb, az eróziós folyamatok mértékére nagy hatással lévő tényező a művelési mód és ezzel együtt a felszínborítás, mivel különböző felszínborítás esetében, különböző mértékű talajvesztés jelentkezik. Dombvidéki szántó területeken a legnagyobb problémát a kapás kultúrnövények okozzák, mivel azok nagy sortávolsággal és kis levélfelülettel rendelkeznek, így egy kapás kultúrnövényekkel jellemezhető vetésforgó talajvédelmi funkciója szinte elhanyagolható mértékű (BARCZI A. et al. 1997, CENTERI CS. 2002). Éppen ezért a talajdegradációs folyamatok kapcsán kiemelt jelentősége van a felszín- és talajborítottságnak, melyet számos tanulmány is szemléltet, illetve hangsúlyoz (BARCZI A.–CENTERI CS. 1999; KERTÉSZ Á. et al., 2001; PODMANICKY L. et al. 2011; JAKAB G. et al. 2013; CHEN, L. et al. 2007; CSEPINSZKY B.–JAKAB G., 1999; CENTERI CS.–CSÁSZÁR A., 2005; CENTERI, CS. et al. 2009; BALLETTINE, D. et al. 2009; PETŐ Á. et al. 2008; BAKOS K. et al. 2008; MARTINEZ-CASANOVAS, J. A. et al. 2000; VACCA, A. et al. 2000; PARDINI, G. et al. 2003; COTLER, H. et al. 2006; MAALIM, F. K. et al. 2013; KOSMAS, C. et al. 1997; DE NEERGARD, A. et al. 2008; ERSKINE, W. D. et al. 2002; MOHAMMAD, A. G.–ADAM, A.M. 2010; GARCIA-RUIZ, J. M. 2010; EL KATEB, H et al. 2013; KOULOURI, M.–GIOURGA, CHR. 2007; ZHOUA, P. et al. 2008; NEARING, M. A. et al. 2005; PENG, T.–WANG, S. J. 2012).

CENTERI CS. (2002), majd CENTERI CS.–PATAKI R. (2003) megemlíti, hogy a talajképződés üteme alapján meghatározott tolerálható talajvesztés átlagosan 2 t/ha/év, míg a maximális tolerálható mennyiség 11 t/ha/év. Itt kell megemlíteni CENTERI CS. et al. (2003) talajvesztés alapján történő kategorizálását, mely szerint 2–11 t/ha/év talajvesztés esetén nem kötelező talajvédelmi eljárás, de már itt is javasolt lenne; míg ezen értékek fölött már kötelező. A tolerálható talajvesztés koncepciója még nem kidolgozott, és a hatósági engedélyeztetési eljárásnak sem része, a gazdálkodó feladata, hogy eldöntse, mekkora talajvesztést engedhet meg magának. Az egyik megközelítés, amely felhívhatja a figyelmet a probléma nagyságára, az a talajvesztés mértékének átszámítása talajvastagságra, hiszen ismerve a saját talajunk vastagságát, könnyen kiszámítható, hogy hány év alatt fog elfogyni a talajkészlet, amin gazdálkodunk. 1,3 g/cm<sup>3</sup> átlagos térfogattömeget véve alapul, a CENTERI CS.-féle (2002) 11 t/ha/év veszteség 0,85 mm/év, míg a 2 t/ha/év veszteség 0,15 mm/év vastag talajréteg lepusztulását jelenti. Eszerint egy 60 cm vastagságú talajréteget 11 t/ha/év talajvesztés esetén 709 év, 2 t/ha/év esetén pedig 3900 év alatt veszítenénk el.

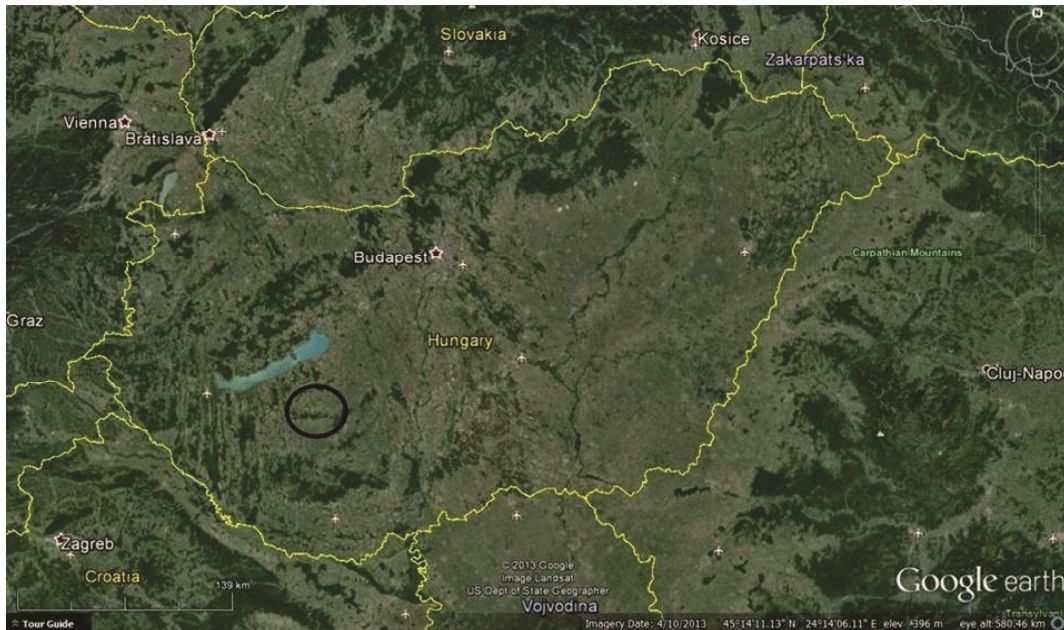
Vizsgálatunk során célunk volt mintaterületünk talajtani állapotának általános jellemzése Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevővel, ezt követően pedig a reprezentatív mintalejtők kijelölése, a talaj- és tápanyagvesztés potenciális mértékének megállapításához (jelenlegi tájhasználat, és annak megváltozása esetén is). Mindezzel a megfelelő tájhasznosítás megválasztásának fontosságát szeretnénk hangsúlyozni.

## Anyag és módszer

### *A vizsgált terület bemutatása*

Vizsgált területünk kistáji hovatartozása DÖVÉNYI Z. (2010) alapján a Dunántúli-dombság nagytáj ÉK-i részén, Külső-Somogyban, azon belül is a Kelet-Külső-Somogy kistáj D-i részén helyezkedik el (*1. ábra*).

A Koppány-völgye kistérsége egyike a leghátrányosabb kistérségeknek, így a térség egyik legnagyobb problémája a fiatalok, főként a magasabb végzettséggel rendelkezők elvándorlása. Másik problémakör a fő tevékenységet jelentő mezőgazdaság, mely a biodiverzitást folyamatosan csökkenti, mivel ezeket a földeket nem a helyiek, hanem TSZ utódtársaságok művelik, figyelmen kívül hagyva a természeti és táji adottságokat.



1. ábra Koppány-völgyének elhelyezkedése (Forrás: Google Earth)  
Figure 1 Situation of the Koppány Valley (Source: Google Earth)

Ennek következtében az erózió, mint nagy jelentőségű talajdegradációs forma, a Koppány-völgyében is jelen van. Első esetben egy 4–5 m mély eróziós árkot láthatunk egy napraforgótábla közepén (2. ábra). Ennek kialakulásához nem egyetlen nap esőzései vezettek, így a területet művelő gazda gondatlansága felróható. A probléma megoldására a vízmosás visszatemetését tekintette a terület gazdája optimálisnak, majd folytatta a gazdálkodást. A másik esetben egy lejtő alján lévő talajszelvénynél láthatunk 2,5 m vastagságban felhalmozott, lehordott termőréteget (3. ábra).



2. ábra 4–5 méter mély eróziós árok, Pusztaszemes (Fotó: Szabó Boglárka, 2010)  
Figure 2 4–5 meter deep gully, Pusztaszemes (Photo: Boglárka Szabó, 2010)





3. ábra 2,5 m mély szediment, Gerézdpuszta (Fotó: Szabó Boglárka, 2010)  
Figure 3 2,5 meter deep sediment, Gerézdpuszta (Photo: Boglárka Szabó, 2010)

A mezőgazdasági művelés alatt álló szántóterületek csaknem fele 12%-os, vagy a feletti lejtőkategóriával rendelkező területeken található, ahol nem jellemző bármiféle talajvédelmi eljárás alkalmazása, így az erózió folyamatosan sújtja ezeket a területeket. Az agrotopográfiai térkép a vizsgált területen a Koppány-patak északi részén mészlepedékes csernozjomokat, míg a pataktól délre eső területeken barnaföldeket, Ramann-féle barna erdőtalajokat jelöl. Ezzel ellentétben az eróziós folyamatokat jól szemlélteti a Google Maps felvétele (4. ábra), melyen tisztán látszanak a helyenként erőteljesen fehéredő, elsősorban földes kopár talajtípussal jellemezhető, intenzív mezőgazdasági területek, illetve közvetlen a Koppány-patak mentén elterülő szántóföldek. A barna erdőtalajoknak már nyomát sem látni.



4. ábra A Koppány-völgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Terület elhelyezkedése (Forrás: Google Earth)  
Figure 4 Situation of the Koppány Creek Valley Habitat Rehabilitation Experimental Area (Source: Google Earth)

Ezek a talajdegradációs folyamatok igen jelentős problémát okoznak e régióban, mivel a lösszel borított domboldalakon elsősorban olyan kapás kultúrák termesztése került előtérbe, mint a kukorica, illetve a napraforgó, melynek sortávolsága igen nagy, növényállományuk zártsága nem megfelelő, illetve legnagyobb levélfelületük csak a nyár második felében alakul ki, így veszélyes csapadékesemények idején talajvédelmi hatásuk igen rossznak tekinthető. Mivel a lösszön képződő talajok igen érzékenyek az erózióra (STEFANOVITS P. 1999), így a lassan meginduló erózió rövid idő alatt felgyorsul és hasonló lejtési és csapadékviszonyok között is több talaj pusztul le a területről, mint a még nem erodált részeken.

A Koppány-völgyében a vizsgált terület települési, közigazgatási határain belül a szántóföldek részaránya igen magas, mintegy 52%, egyéb mezőgazdasági területek aránya 8%. Az erdőterületek kiterjedése szintén igen magasnak tekinthető, mely meghaladja az országos átlagot (31% a vizsgált települések közigazgatási határain belül), míg a rét és legelő művelési ágú területek aránya igen alacsony, mindössze 3%. A rét és legelő művelési ágú területek kiterjedése legfőképp az állattartás hiánya miatt alakult ilyen kedvezőtlenül, mivel nincs mivel legeltetni, vagy feletetni a takarmányt.

#### *A terepi munka és mintavétel*

A terepmunka során a talajmintákat Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevővel vettük, előzetes terepbejárás után, összesen 12 ponton, mellyel egy általános képet kaptunk a talajok jelenlegi állapotáról. A szűrőbotos mintavételi helyek x, y koordinátáit GPS (Global Positioning System) vevővel határoztuk meg, majd az x és y koordinátákat EOV rendszerű térképnek megfelelően transzformáltuk.

A talajmintavételi helyszínek alapján reprezentatív mintalejtőket jelöltünk ki, összesen 5 területen, melyek művelési ága szántó, így alkalmas talajvesztés-bebecslésre, mely számításokat minden egyes mintaterület esetében az USLE egyenlettel végeztünk. Hogy érzékeltessük a megfelelő tájhasználat fontosságát, célunk volt az éves potenciális talajvesztés mértékének vizsgálata más növényborítások esetében is.

#### *Az USLE egyenlet alkalmazása*

Az USLE egyenletről az első tanulmány 1958-ban jelent meg (WISCHMEIER, W. H. et al. 1958), mely mai formájában WISCHMEIER, W. H. és SMITH, D. D. (1978) nevéhez, a K-tényezőjének hazai mérése CENTERI CS. (2002 a,b,c,d) nevéhez fűződik:

$$A = R * K * L * S * C * P, \text{ ahol:}$$

- A** = az egységnyi területre számított évi átlagos talajvesztés ( $t \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ );
- R** = esőtényező, a helyileg várható záporok erózió-potenciálja, megművelt, de bevetetlen talajon ( $\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ );
- K** = a talaj erodálhatóságát kifejező tényező ( $t \cdot \text{ha} \cdot \text{h} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ );
- L** = a lejtőhosszúság tényezője, (viszonyszám);
- S** = a lejtőhatás tényezője, (viszonyszám);
- C** = a növénytermesztés és gazdálkodás tényezője, a talajvesztés aránya különböző talajfedettség és gazdálkodásmód esetén a fekete ugaréhoz viszonyítva (viszonyszám);
- P** = a talajvédelmi eljárások tényezője, a talajvesztés aránya vízszintes, sávos vagy teraszos művelés esetén a lejtőirányú műveléshez viszonyítva (viszonyszám).

A vizsgált területről az alábbi térképet használtuk fel: 1:10000-es méretarányú EOV térkép (FÖMI (1990): 33-421, 33-422, 33-423, 33-424 térképszelvények).

## Eredmények

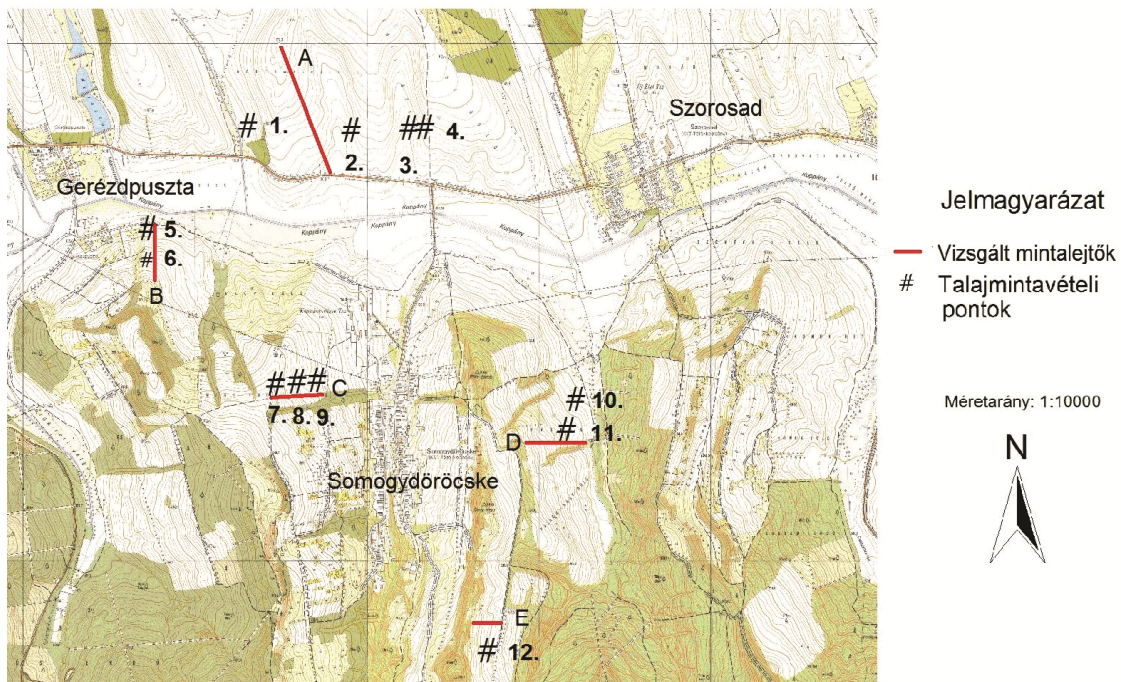
### Talajtani vizsgálatok

A Pürckhauer-féle szűrőbotos talajtani vizsgálatok helyszíneit térképen ábrázoltuk (5. ábra). Az agrotopográfiai térkép a vizsgált területen a Koppány-patak északi részén mészlepedékes csernozjomokat, a patak menti területeken réti öntéstalajokat, míg a pataktól délre eső területeken barnaföldeket, Ramann-féle barna erdőtalajokat jelöl. Ezzel ellentétben viszont már a Google Maps térképe alapján is egyértelműen látszik, hogy a szántóföldek talajának nagy része igen erősen erodálódott. A térképek mellett a terepbejárások alkalmával is nagymértékű leromlásukról tanúskodtak ezek a területek, mivel azt tapasztaltuk, hogy a gazdálkodók többsége, a talajok intenzív, sokszor nem ésszerű használata mellett, szinte semmilyen talajvédelmi eljárást nem alkalmaz, és figyelmen kívül hagyja a fenntartható művelés fontosságát. Mindemellett pedig a környéken gazdálkodó Szorosadi Mezőgazdasági Zrt. munkatársai arról panaszkodnak, hogy termésátlagaik elmaradnak az országos átlagétól, vagy ha el is éri azt, akkor ahhoz igen nagy energia- és pénzbefektetés szükséges.

A szűrőbotos vizsgálataink során jól elkülöníthető „A” szintet egyik minta esetében sem találunk, szinte mindenhol hiányzik, vagy összekeveredett a lejtős mozgások és az intenzív használat következtében a többi „B” és „C” szinttel. Találtunk ezen kívül még keveredett „C” szinteket is. A mésztartalom mindenhol magas, egyes lejtőkön diónyi, vagy annál nagyobb mészgöbcecseket is találtunk. A leggyakrabban előforduló talajtípus lejtőhordalék és földes kopár volt.

### Mintalejtők talajvesztés-becslése az USLE modellel

Összesen 5 mintalejtőt jelöltünk ki a talaj mintavételi pontok alapján (5. ábra).



5. ábra Mintalejtők és szűrőbotos mintavételi pontok elhelyezkedése a Koppányvölgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Területen  
 Figure 5 Situation of sample slopes and core sampling points in the Koppány Valley Habitat Rehabilitation Experimental Area

**R** tényező az esőtényező, mely a helyileg várható záporok eróziópotenciálját adja meg. A talajerózió mechanikai folyamat, melyhez energia szükséges, ennek az energiának nagy részét

pedig az esőcseppek szolgáltatják. Ezért a várható talajvesztés mértékének meghatározásához szükséges a lehulló záporok kinetikai energiájának ismerete. Mivel a 30 perces maximális intenzitás szoros kapcsolatban van a talajpusztulás, illetve a kinetikai energia között, így az esőerózió-index (*EI*) az eső kinetikai energiájának és a 30 perces maximális intenzitásnak a szorzata. Az erózió szempontjából a legfontosabb a 30mm/nap intenzitású csapadékok, ennek viszont visszatérési ideje 1–2 alkalom egy évben. A nagyobb csapadékesemények erózió potenciáljának becsléséhez a legjobb csapadékesemények azok, melyek esetében harminc percen belül folyamatosak. Ebben a dolgozatban ezt az értéket nomogram segítségével számoltuk, melyhez az éves csapadékmennyiségre és a nagyobb csapadékesemények visszatérési idejére volt szükség. Minden lejtő esetében 800 ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ év}^{-1}$ ) nagyságú *R* tényezővel számoltunk, mivel a csapadékok visszatérési gyakoriságát 2 évnek vettük, míg az éves szinten lehulló csapadékmennyiség 605–700 mm között alakul.

**K tényező** a talaj erodálhatóságát kifejező tényező, mely a talajleomosódásnak az erózióindex egységére vonatkoztatott mértékét fejezi ki, ez pedig több talajjellemzőtől is függ. Ezek a talajjellemzők a szemcseösszetétel, a humusztartalom, a szerkezet és a víznyelés. Mindez egy 22,13 m hosszú, 9%-os, ugar, folyamatosan lejtőirányba művelt lejtőhöz van viszonyítva. Vizsgálatunk során CENTERI CS. (2002) esőszimulátorral végzett mérési eredményeit használtuk fel, ahol a *K* tényező értéke humuszkarbonát talajra 0,038 (*1. táblázat*). Ezt az értéket használtuk az összes lejtő esetében. Bár a C és D jelölésű lejtők esetében találtuk a lejtő középső, illetve alsó harmadában, még vöröses „B” szinttel rendelkező Ramann talajokat, a lejtők felső harmadában viszont rendszerint ezek nagy mértékű erodáltságából visszamaradt földes kopárokot leltünk.

**LS tényező** a lejtőhosszt, illetve a lejtőhajlást kifejező érték, melyet ezen értékek (külön *L* és *S*) szorzataként kapunk meg. A lejtő emelkedésével az *S* tényező is növekszik. Az egyes lejtők *LS* tényezője a következőképp alakult (*1. táblázat*).

**C tényező** a növénytermesztés és gazdálkodás tényezője, mely különböző növényfajok talajvédő hatását, a növényi maradványok mennyiségét, a kezelés módját és a termesztési módot (monokultúrás, vagy vetésváltó) fejezi ki. Dolgozatomban több felszínborítás esetében is megvizsgáltuk a talajvesztés éves mértékét, így 4 jellemző felszínborítást választottunk (*1. táblázat*) és ezek értékeivel számoltunk (*C1*: kapás kultúra esetében 0,5; *C2*: kalászos esetében 0,25; *C3*: gyep/pillangós esetében 0,1; valamint *C4*: lombos erdő esetében 0,05).

**P tényező** a talajművelés tényezője, mely a művelés módját fejezi ki. A vízszintes szántás hatására a lejtő irányú műveléshez viszonyítva a 12%-os lejtőig jelentős. A legrosszabb értéket azok a területek kapják, ahol lejtőirányú művelés történik. Mivel az A és E lejtők esetében szintvonalas művelés történik, így az egyes lejtők értékei, a lejtőkategória figyelembe vételével a következőképpen alakultak (*1. táblázat*).

1. táblázat Az USLE modell bemeneti paraméterei  
Table 1 Input parameters of USLE

	<b>R</b>	<b>K</b>	<b>LS</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C4</b>	<b>P</b>
<b>A</b>	800	0,038	0,8718	0,5	0,25	0,1	0,05	0,5
<b>B</b>	800	0,038	6,7707	0,5	0,25	0,1	0,05	1
<b>C</b>	800	0,038	4,4363	0,5	0,25	0,1	0,05	1
<b>D</b>	800	0,038	5,2629	0,5	0,25	0,1	0,05	1
<b>E</b>	800	0,038	5,1655	0,5	0,25	0,1	0,05	0,8

A különböző felszínborítások, különböző éves talajvesztés jeleznek az egyes mintalejtőkön (*2. táblázat*).

2. táblázat Egyes mintalejtők éves talajvesztesége különböző felszínborítások alatt  
 Table 2 The yearly rate of soil loss on the chosen slopes under different land cover

Mintalejtők	Kapás	Kalászos	Gyep/pillangós	Lombos
	kultúra	Talajveszteség (tonna/ha/év)		erdő
A	6,62	3,31	1,32	0,66
B	102,91	51,45	20,58	10,29
C	67,43	33,71	13,48	6,74
D	79,99	39,99	15,99	7,99
E	62,81	31,4	12,56	6,28

Jól látszik, hogy az „A” jelzésű mintalejtőn a legkisebb az éves talajveszteség mértéke, mivel 5% alatti lejtőkategóriába tartozik. Itt a legkisebb a talajveszteség mindegyik felszínborítás alatt. Az is jól látszódik, hogy a legjobb talajtakaró vegetáció típus a lombos erdő. Természetesen erdők alatt is jelen vannak az eróziós folyamatok, de nem olyan mértékben, mint szántóföldön. Itt még közel 16%-os lejtőkategórián is csak 10,29 tonna/ha/év a talajveszteség mértéke, míg kapás kultúrák esetében az erdőborítás alatt jelentkező erózió mértékének tízszerese jelentkezik, mely az eredményekből is jól látszik. Bár vizsgált lejtőink között nem szerepel erdő, viszont egy részük egykor erdő lehetett, mely igen jól szemlélteti negatív folyamatok megindulását és jelenlétét, nagy károkat okozva egyik feltételes megújuló természeti kincsünkben, a talajban. A lombos erdő után a gyep, illetve a pillangós növények rendelkeznek a második legjobb talajvédő tulajdonsággal, ahol a lombos erdők alatti talajveszteség értékek kétszerese jelentkezik, mely a C tényezők arányából is adódik (kétszerese egyik a másikonak). A kalászosok C tényezője viszont 2,5-szerese a pillangósénak, illetve az 5-szöröse a lombos erdőének, így a kapott eredmények is ez alapján alakultak.

Az „A mintalejtő” és a lombos erdők kivételével a talajveszteség mértéke mindenhol meghaladta a tolerálható talajveszteség mértékét, míg a maximális tolerálható talajveszteség intervallumába már javarészt beletartoznak a pillangós és a gyepterületek is. Legnagyobb talajveszteség értékeket kaptunk eredményként a B és D lejtők esetében, mely a lejtő meredekségéből és a szintvonalakra merőleges művelésből adódik.

### Javaslatok

Mivel a jelenlegi állapotok hosszú távon nem fenntarthatók, ezért talajvédelmi beavatkozásokra van szükség. A legegyszerűbben a növénykultúrák megfelelő megválasztásával, azok talajborításának figyelembe vételével és vetésforgóba való megfelelő illesztésével csökkenthető a talajveszteség mértéke. Ezen kívül szükség van a 12% fölötti lejtőkategóriába tartozó szántók számának és méretének csökkentésére, illetve a gyenge és a rossz talajvédő hatású növények vetésforgóba illesztésének korlátozására. Ehhez pedig elengedhetetlen a helyi gazdákkal történő egyeztetés.

Az erózióval veszélyeztetett szántókon meg kell honosítani a talajvédelmi célt szolgáló agrotechnikákat, amihez szükség van a helyi gazdálkodók bevonására és képzésére. Mindezek mellett a talajok tápanyag-gazdálkodását is racionalizálni kell. Fontos a már kialakult vízmosások megszüntetése, megkötése, illetve a lejtők aljában a pufferterületek kijelölése a patak menti területeken, melyek csökkentik az erózióból következő káros hatásokat.

## Következtetések

Több cikk és tanulmány is megjelent (GELENCSÉR G. 2010; GELENCSÉR G. et al. 2010a, b, c, d; CENTERI Cs. 2011) arról, hogy milyen problémák vannak jelen a térségben a jelenlegi nagyüzemi, intenzív művelési módok következtében, melyek a vidék természeti erőforrásaival való helytelen gazdálkodáshoz köthetők.

A terepi vizsgálataink alátámasztották, hogy a Koppányvölgyi Élőhely-rehabilitációs Kísérleti Területen vizsgált talajok jelentős része nagymértékű negatív átalakuláson esett át, mely negatív folyamatok elsősorban az intenzív mezőgazdasági gyakorlatnak köszönhetőek. Ezek természet-és környezetvédelmi szempontból sem kedvezőek. A talajok vizsgálata során elsősorban földes kopár és lejtőhordalék talajokat találtunk igen magas mésztartalommal, mely jelzi a meszes alapkőzet közelségét, talajok nagymértékű leromlását. Ahol sötétebb színeket találtunk a kevertebb részekben, ott feltételezhetően az egykori Ramann-féle barna erdőtalajok nyomai mutatkoztak meg. Az USLE modellel kapott eredmények szinte kivétel nélkül meghaladták a tolerálható talajveszteség mértékét (2 t/ha), így a modellel kapott eredmények alátámasztják a terepi vizsgálataink eredményét.

---

SZABÓ BOGLÁRKA

SzIE KTI Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, Gödöllő  
bogi87@gmail.com

## IRODALOM

- BAKOS K.–BARCZI A.–VONA M.–EVELPIDOU N.–CENTERI Cs., 2008: Potential effects of land use change around the Inner Lake in Tihany, Hungary - examination of geology, pedology and plant cover/land use interrelations. – *Cereal Research Communications*, Suppl. 36. pp. 143–146.
- BALLANTINE, D.–WALLING, D.E.–LEEKES, G.J.L. 2009: Mobilization and Transport of Sediment-Associated Phosphorus by Surface Runoff. *Water and soil pollute* 196 pp. 311–320.
- BARCZI A.–CENTERI Cs. 1999: A mezőgazdálkodás, a természetvédelem és a talajok használatának kapcsolatrendszer. – *ÖKO - Ökológia Környezetgazdálkodás Társadalom* 10. 1–2. pp. 41–48.
- BARCZI A.–CENTERI Cs. 2005: Az erózió és defláció tendenciái Magyarországon. In: STEFANOVITS, P. (szerk.): *A talajok jelentősége a 21. században. Magyarország az ezredfordulón. Agrárium. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián.* pp. 221–244.
- BARCZI A.–PENKSZA K.–CZINKOTA I.–NÉRÁTH M. 1997: A study of connections between certain phytoecological indicators and soil characteristics in the case of Tihany peninsula. *Acta Botanica Hungarica* 40. pp. 3–21.
- CENTERI Cs. 2002a: Importance of local soil erodibility measurements in soil loss prediction. *Acta Agronomica Hungarica* 50. 1. pp. 43–51.
- CENTERI Cs. 2002b: A talajerodálhatóság terepi mérése és hatása a talajvédő vetésforgó kiválasztására. *Növénytermelés* 51. 2. pp. 211–222.
- CENTERI Cs. 2002c: The role of vegetation cover in soil erosion on the Tihany Peninsula. *Acta Botanica Hungarica*. 44 (3–4) pp. 285–295.
- CENTERI Cs. 2002d: Az általános talajveszteség becslési egyenlet (USLE) K tényezőjének vizsgálata. Doktori értekezés. Gödöllő, SzIE. p. 162.

- CENTERI, Cs. 2010: A talajerő-gazdálkodás javításának lehetőségei. In: KOVÁCS GY., GELENCSÉR G., CENTERI Cs. (szerk.): *Az Élhető Vidékért 2010 környezetgazdálkodási konferencia*. Siófok, 2010. szeptember 22–24. Konferenciakötet. Koppányvölgyi Vidékfejlesztési Közhasznú Egyesület, Törökkoppány. pp. 92–101.
- CENTERI, Cs, BARTA, K, JAKAB, G, SZALAI, Z, BIRÓ, Zs. 2009: Comparison of EUROSEM, WEPP, and MEDRUSH model calculations with measured runoff and soil-loss data from rainfall simulations in Hungary. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung* 172. 6. pp. 789–797.
- CENTERI Cs.–CSÁSZÁR A. 2005: A felszínborítás, a lejtőszakasz és a foszfor kapcsolata. – *Tájékológiai Lapok*, 3(1) pp. 119–131.
- CENTERI, Cs.–HERCZEG, E.–VONA, M.–BALÁZS, K.–PENKSZA, K. 2009: The effects of land-use change on plant-soil-erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung* 172. 4. pp. 586–592.
- CENTERI Cs.–PATAKI R. 2003: A talajerodálhatósági értékek meghatározásának fontossága a talajvesztés tolerancia értékek tükrében. – *Tájékológiai Lapok* 1. 2. pp. 181–192.
- CENTERI Cs.–PATAKI, R. 2005: Soil erodibility measurements on the slopes of the Tihany Peninsula, Hungary. In: FAZ CANO, A.–ORTIZ SILLA, R.–MERMUT, A. R. (eds). *Sustainable Use and Management of Soil–Arid and Semiarid Regions*. – *Advances in GeoEcology* 36, pp. 149–154.
- CENTERI Cs.–PATAKI R.–BÍRÓ Zs.–CSÁSZÁR A. 2003: Az eróziós térképek kategóriáinak értékelése. – *Agrokémia és Talajtan, Szemle*, 52. 3–4. pp. 443–454.
- CHEN, L.–HUANG, Z.–GONG, J.–FU, B.–HUANG, J. 2007: The effect of land cover/ vegetation on soil water dynamic in the hilly area of loess plateau, China. – *Catena* 70. 2. pp. 200–208.
- COTLER, H.–ORTEGA-LARROCEA, M.P. 2006: Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. – *Catena*. 65. 2. pp. 107–117
- CSEPINSZKY B.–JAKAB G. 1999: Pannon R-02 Esőszimulátor a Talajerózió Vizsgálatára. XLI. Georgikon Napok, Keszthely; pp. 294–298.
- DE NEERGAARD, A.–MAGID, J.–MERTZ, O. 2008: Soil erosion from shifting cultivation and other smallholder land use in Sarawak, Malaysia. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 125. 1–4. pp. 182–190.
- DÖVÉNYI Z. (szerk) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. 2. átdolgozott és bővített kiadás. – Bp., MTA FKI, 2010. 876 p.
- EL KATEB, H.–ZHANG, H.–ZHANG, P.–MOSANDL, R. 2013: Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. – *Catena* 105. pp. 1–10.
- ERŐDI R.–HORVÁTH V.–KAMARÁS M.–KISS A.–SZEKRÉNYI B. 1965. *Talajvédő gazdálkodás hegy-és dombvidéken*. – Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- ERSKINE, W. D.–MAHMOUDZADEH, A.–MYERS, C. 2002: Land use effects on sediment yields and soil loss rates in small basins of Triassic sandstone near Sydney, NSW, Australia. – *Catena*. 49. 4. pp. 271–287.
- GARCÍA-RUIZ, J. M. 2010: The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. – *Catena*. 81. 1. pp. 1–11.
- KERÉNYI A. 1991: *Talajerózió Térképezés, laboratóriumi és szabadföldi kísérletek*. – Akadémiai Kiadó, Budapest
- GELENCSÉR G. 2010: Öko-szociális problémák és helyi válaszok a Koppányvölgyben. *Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia Absztrakt Kötete*, p. 34.
- GELENCSÉR G.–FAZEKAS M.–CENTERI Cs.–VONA M.–DEMÉNY K. 2010a: Összehasonlító vízrajzi elemzések a történeti katonai térképek alapján a Koppány-patak egy szakaszának rehabilitációjához. *Kárpát-medencei Doktoranduszok Nemzetközi Konferenciája, Konferencia Kiadvány (CD)*, pp. 78–89.

- GELENCSÉR G.–VONA M.–CENTERI Cs. 2010b: Possible solution for viable land use with environmentally sound agricultural production in the Koppány Valley area, Hungary. In: TURTOLOA, E., EKHOLM, P., CHARDON, W. (eds.) Novel methods for reducing agricultural nutrient loading and eutrophication. – Proceedings of Meeting of Cost 869, Jokioinen, Finland, 14–16 June, 2010. MTT Agrifood Research Finland, p. 24.
- GELENCSÉR G.–VONA M.–CENTERI Cs. 2010c: Védett földtani értékek degradációja a talajerózió és a diffúz tápanyagterhelés tükrében. Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia Absztrakt Kötetete, p. 35.
- GELENCSÉR G.–VONA M.–CENTERI Cs.–DEMÉNY K. 2010d: Loosing agricultural heritage in rural landscapes—a case study in Koppány Valley area, Hungary. Book of Abstracts. - PECSRL The Permanent European Conference for the study of the Rural Landscape 24th Session. Living in landscapes: knowledge, practice, imagination. Riga & Liepaja, Latvia, 23–27 August 2010, p. 59.
- GILLER, K. E.–BEARE, M. H.–LAVELLE, P.–IZAC, A.-M.–N., SWIFT, M. J. 1997: Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem. – *Function. Applied Soil Ecology* 6. pp. 3–16.
- HENDRIX, P.F.–PARMELEE, R.W.–CROSSLEY, D.A.–Jr., COLEMAN, D.C.–ODUM, E.P.–GROFFMAN, P.M. 1986: Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. – *Bioscience*, 36: pp. 374–380.
- JAKAB G.–CENTERI Cs.–KISS K.–MADARÁSZ B.–SZALAI Z. 2013: Erózió és művelés okozta anyagvándorlás szántóföldön. In: DOBOS E., BERTÓTI R. D., SZABÓNÉ KELE G. (szerk.): *Talajtan a mezőgazdaság, a vidékfejlesztés és a környezetgazdálkodás szolgálatában. Talajvédelem (különszám)* – Budapest, Talajvédelmi Alapítvány; Magyar Talajtani Társaság, pp. 283–292.
- KERTÉSZ Á.–TÓTH A.–JAKAB G.–SZALAI Z. 2001: Soil erosion measurements in the Tetves Catchment, Hungary. In: HELMING, K. (ed.) *Multidisciplinary Approaches to Soil Conservation Strategies*. – Proceedings, International Symposium, ESSC, DBG, ZALF, May 11-13, 2001. Müncheberg, Germany. ZALF-BERICHT 47. pp. 47–52.
- KOSMAS, C.–DANALATOS, N.–CAMMERAAT, L.H.–CHABART, M.–DIAMANTOPOULOS, J.–FARAND, R.–GUTIERREZ, L.–JACOB, A.–MARQUES, H.–MARTINEZ-FERNANDEZ, J.–MIZARA, A.–MOUSTAKAS, N.–NICOLAU, J.M.–OLIVEROS, C.–PINNA, G.–PUDDU, R.–PUIGDEFABREGAS, J.–ROXO, M.–SIMAO, A.–STAMOUD, G.–TOMASI, N.–USAI, D.–VACCA, A. 1997: The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. – *Catena*. 29. 1. pp. 45–59.
- KOULOURI M.–GIOURGA, CHR. 2007: Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. – *Catena*. 69. 3. pp. 274–281.
- MAALIM, F.K.–MELESSE, A.M.–BELMONT, P.–GRAN, K.B. 2013: Modeling the impact of land use changes on runoff and sediment yield in the Le Sueur watershed, Minnesota using GeoWEPP. – *Catena*. 106. pp. 35–45.
- MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. A.–SÁNCHEZ-BOSCH, I. 2000: Impact assessment of changes in land use/conservation practices on soil erosion in the Penedès–Anoia vineyard region (NE Spain). – *Soil and Tillage Research*. 57. 1–2. pp. 101–106.
- MOHAMMAD, A.G.–ADAM, A.M. 2010: The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. – *Catena* 81. 2. pp. 97–103.
- NEARING, M.A. –JETTEN, V.–BAFFAUT, C.–CERDAN, O.–COUTURIER, A.–HERNANDEZ, M.–LE BISSONNAIS, Y.–NICHOLS, M.H.–NUNES, J.P.–RENSCHLER, C.S. –SOUCHÈRE, V.–VAN OOST, K. 2005: Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. – *Catena*. 61. 2–3. pp. 131–154.



- PARDINI, G.–GISPERT, M.–DUNJÓ, G. 2003: Runoff erosion and nutrient depletion in five Mediterranean soils of NE Spain under different land use. – *Science of the total environment*. 309. 1–3. pp. 213–224.
- PENG, T.–WANG, S.J. 2012: Effects of land use, land cover and rainfall regimes on the surface runoff and soil loss on karst slopes in southwest China. – *Catena*. 90. pp. 53–62.
- PETŐ Á.–BUCSI T.–CENTERI CS. 2008: Comparison of soil properties on slopes under different land use forms. Proceedings of the 15th International Congress of ISCO, Soil and Water Conservation, "Climate Change and Environmental Sensitivity" on CD, pp. 1–4.
- PODMANICKY L.–BALÁZS K.–BELÉNYESI M.–CENTERI CS.–KRISTÓF D.–KOHLHEB N. 2011: Modelling Soil Quality Changes in Europe. An Impact Assessment of Land Use Change on Soil Quality in Europe. – *Ecological Indicators*, 11. 4–15.
- STEFANOVITS P.–FILEP GY.–FÜLEKY GY. 1999: *Talajtan*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest 422 p.
- SZABÓ L. 2006: *A termőföld védelme*. – Agroinform Kiadó, Budapest. 233 p.
- SZILASSI P.–JORDAN, G.–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. 3. pp. 96–108.
- VACCA, A.–LODDO, S.–OLLESCH, G.–PUDDU, R.–SERRA, G.–TOMASI, D.–ARU, A. 2000: Measurement of runoff and soil erosion in three areas under different land use in Sardinia (Italy). – *Catena*. 40. 1. pp. 69–92.
- VÁRALLYAY GY. 2005: Talajvédelmi stratégia az EU-ban és Magyarországon. – *Agrokémia és Talajtan* 54. 1–2. pp. 203–216.
- 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, pp. 155–188.
- WISCHMEIER, W.H.–SMITH, D.D. 1958: Rainfall Energy and Its Relationship to Soil Loss. – *Transactions, American Geophysical Union* 39. 2. pp. 285–291.
- WISCHMEIER, W.H.–SMITH, D.D. 1978: Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning. – *Agriculture Handbook 537*, US Department of Agriculture, Washington DC. 58 pp.
- ZHOUA, P. –LUUKKANEN, O.–TOKOLA, T.–NIEMINEN, J. 2008: Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. – *Catena*. 75. pp. 319–325.

# OMLÁS ÉS CSÚSZÁSVESZÉLYES PARTFALAK ÁLLÉKONYSÁGÁNAK KOMPLEX BIZTOSÍTÁSA A DUNAI MAGASPARTOKON – AZ ÉPÍTETT RÉZSÚK ERÓZIÓVÉDELME ÉS MONITOROZÁSA

BALOGH JÁNOS–JAKAB GERGELY–SZALAI ZOLTÁN–  
SZEBERÉNYI JÓZSEF–VICZIÁN ISTVÁN

## STRENGTHENING OF POTENTIALLY COLLAPSING AND SLIDING BLUFFS ALONG DANUBE RIVER – EROSION PREVENTION AND MONITORING OF ARTIFICIAL SCARPS

### Abstract

The protection of loess bluffs along the Danube river and of the potentially sliding and collapsing high bluffs at Lake Balaton is mainly resolved applying complex geotechnical solutions e.g. the artificial terraces on the high bluff in Dunaújváros. These constructed bluffs are stable and secure to great heights and the erosion hazard is minimal in the absence of harmful effects like the presence of surface and subsurface waters. With in depth knowledge of engineering-geomorphologic researches, efficient and high tech bluff protection can be provided.

It is practical to implement monitoring systems for the continuous measurement of the efficiency of surface stabilisation and protection, especially prior to bluff rehabilitation and after the construction works have been finished.

An efficient method has been developed recently for the research of soil erosion potential of artificial scarps by the Geographical Institute, Research Centre for Astronomy and Earth Sciences of the Hungarian Academy of Sciences. With the utilisation of medium sized, portable rainfall simulators, the stability of scarps can be determined under the actual environmental field conditions.

Since 2004 new opportunities have been found for the rehabilitation of potentially moving bluffs at numerous settlements in the country. According to the II National Development Plan, EU resources can be allocated to local municipalities after the consideration of tenders. It is the responsibility of geoscientists to realise technologically feasible solutions which consider the geological potentials, conform with the landscape and, most importantly, prevent disastrous events that potentially result in billions of HUF in property damages and/or endanger the life of citizens.

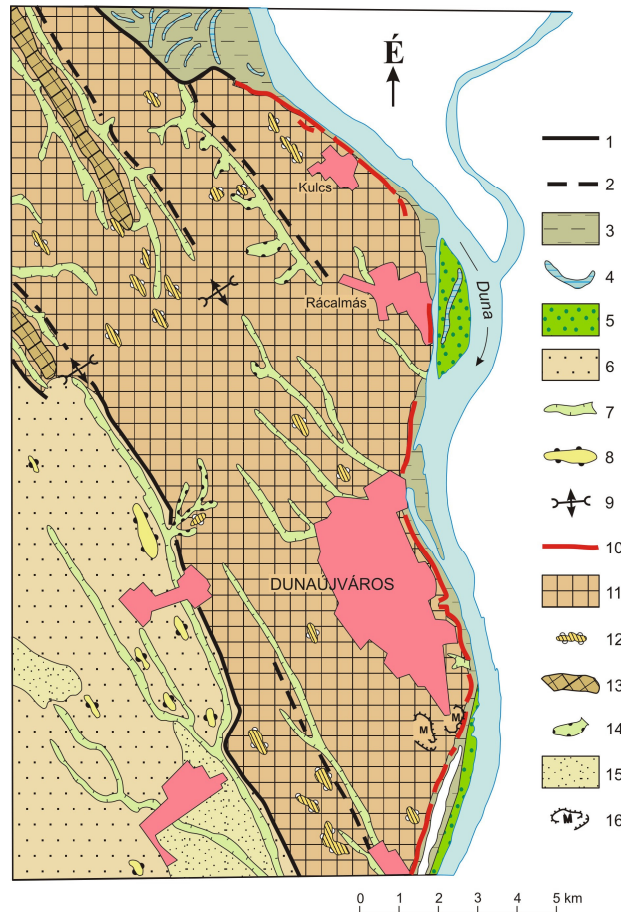
**Keywords:** Danube, bluff, collapse, landslide, erosion, bluff rehabilitation

### Bevezetés

Az MTA CSFK Földrajztudományi Intézetben évtizedek óta kiemelt kutatási program a felszínmozgásos területek vizsgálata és mérnökgeomorfológiai térképezése (PÉCSI M. 1959, ÁDÁM L. et al. 1976, SCHWEITZER F. 1999, SCHEUER GY. 1979, SCHEUER GY.–SCHWEITZER F. 1984, FODOR T.-NÉ et al. 1981, BALOGH J. et al. 2008, BALOGH J.–SCHWEITZER F. 2011, BUGYA T. et al 2011). A felszínmozgásokkal kapcsolatos kutatásoknak fontos része az omlás és csúszásveszélyes partfalak állékonyságának komplex vizsgálata.

A Duna mentén az omlás- és csúszás-veszélyes partfalak állékonyságának komplex biztosítására szolgáló partfal védelmi műszaki beavatkozások és az ezekhez kapcsolódó partfal rehabilitációs vizsgálatok az 1964. évi nagy dunaújvárosi földcsuszamlás eseményei után gyorsultak fel. Dunaújvárosban ekkor építették ki a jelenleg is hatékonyan működő

partvédelmi rendszert KÉZDI ÁRPÁD tervei szerint, amit később a havária eseményeknek megfelelően tovább alakítottak. A földtömegmozgásos események napjainkban is gyakoriak, az ezredforduló óta több esetben előfordultak Dunaújváros környezetében (1. ábra) és más dunai magasparti településeken is.



1. ábra. Dunaújváros környezetének geomorfológiai térképe (Szerk.: BALOGH J. 2011)

1. tektonikus árok, medence perem: 2. törésvonal 3. alacsony ártér 4. lefűzött meander 5. zátony sziget erdővel borítva 6. löszös üledékekkel fedett hordalékkúp síkság 7. eróziós völgy általában 8. futóhomok bucka 9. vízválasztó 10. tömegmozgásokkal veszélyeztetett magaspart 11. löszplató 12. eróziós-deráziós tanúhegy 13. völgyközi hát 14. deráziós völgy általában 15. futóhomok felszín 16. meddőhányó

Figure 1 Geomorphologic map of Dunaújváros and its surroundings (Compiled by BALOGH, J. 2011)

1. tectonic graben, basin edge, 2. fault line, 3. low flood plain, 4. abandoned channel, 5. bar covered by forest, 6. alluvial fan mantled by loess, 7. erosional valley undistinguished, 8. dune sand, 9. divide, 10. bluff endangered by mass movements, 11. loess plateau, 12. erosional-derosional butte, 13. interfluvium, 14. derasional valley, 15. wind-blown sand surface, 16. dump, waste heap

A dunai omlás- és csuszamlás-veszélyes magaspart-szakaszok megelőző kutatásainak és partfal-rehabilitációs beruházásainak háttérét korábban (1975–2007) központi forrásból finanszírozták (pl. pincerendszerek, természetes partfalak és földcsuszamlások veszélyelhárítási munkálatainak támogatása) ez a forrás azonban azóta már megszűnt. A Belügyminisztérium 2004-ben az omlásveszélyes magaspartokkal rendelkező települések értékeinek védelmében hosszú távú beavatkozási programot hirdetett meg Európai Unió források terhére, ennek keretében indultak meg a Duna menti és Balaton környéki

tömegmozgásokkal veszélyeztetett magaspartokon a beruházások. Az új, széles körű pályázati lehetőségnek köszönhetően az önkormányzati tulajdonban lévő partszakaszok rehabilitációs munkálataira jelentős források nyíltak meg. Az *I. táblázat* adatai is jól mutatják, hogy milyen komoly lehetőséget és feladatot jelentenek az érintett települések önkormányzatainak a felmért, kiemelten veszélyes szakaszok partfalvédelmi beruházásai. A partfalvédelmi beruházások szükségességét és pénzügyi indokoltságát a védendő létesítmények értékének meghatározásával támasztják alá. A "vis major" keret a jogszabályi előírás miatt, csak az önkormányzati tulajdonban bekövetkező károk finanszírozását teszi lehetővé, az állami tulajdonú, állami kezelésben lévő infrastruktúrákban keletkező károkat azonban nem (OSZVALD T. 2011).

*I. táblázat.* Az omlás és csúszásveszélyes partfalakkal rendelkező települések és az állékonyság komplex biztosításának tervezett költségei a dunai magaspartokon (KENESEI J. et al. 2005)

*Table 1* Calculated values to be protected and costs of investment for the strengthening of potentially collapsing and sliding bluffs at various settlements along the Danube river (KENESEI, J. et al. 2005)

<b>Település</b>	<b>partfal- hossz (m)</b>	<b>védendő érték (millió Ft)</b>	<b>stabilizáció költsége (millió Ft)</b>
<b>Gönyű</b>	2 550,0	2 362,6	563,0
<b>Nyergesújfalu</b>	2 500,0	2 151,9	328,5
<b>Esztergom</b>	2 900,0	7 423,0	381,9
<b>Szob</b>	1 380,0	571,5	400,9
<b>Zebegény</b>	2 240,0	2 835,2	564,8
<b>Verőce</b>	1 270,0	1 727,3	283,7
<b>Nagymaros</b>	7 020,0	5 860,2	2 291,9
<b>Visegrád</b>	2 480,0	2 187,3	849,0
<b>Tahitótfalu</b>	800,0	2 385,4	635,4
<b>Érd</b>	2 290,0	2 457,1	1 588,1
<b>Ercsi</b>	1 990,0	5 361,4	1 083,8
<b>Kulcs</b>	8 790,0	6 822,5	2 740,6
<b>Rácalmás</b>	4 570,0	8 891,5	1 990,4
<b>Dunaújváros</b>	7 500,0	603 442,0	39 780,2
<b>Dunaföldvár</b>	4 750,0	11 930,0	7 795,5
<b>Bölcske</b>	420,0	896,7	368,6
<b>Paks</b>	9 350,0	17 046,0	2 837,0
<b>Szekszárd</b>	9 600,0	25 722,0	3 557,0
<b>Várdomb</b>	760,0	308,6	225,0
<b>Báta</b>	6 200,0	8 360,0	3 963,0
<b>Dunaszekcső</b>	5 860,0	4 581,7	2 466,4
<b>Baja</b>	1 180,0	3 872,6	1 134,0
<b>ÖSSZESEN:</b>	<b>86 400,0</b>	<b>727 196,5</b>	<b>75 828,7</b>

Tanulmányunk célja, hogy felkeltse a figyelmet a partfalvédelem tervezésében és a kiviteli munkák keretében alkalmazandó geomorfológiai szemléletre, az épített rézsűk erózióvédelmére és monitorozására vonatkozóan.

## Magaspart-védelmi módszerek

A felszínmozgásos folyamatok kialakulását számos műszaki beavatkozással lehet megelőzni. A döntéshozók és beruházók a beruházás tervezési szakaszában körültekintő terepi kutatásokkal és a műszaki lehetőségek figyelembevételével együttesen tesznek javaslatot a leghatékonyabb magaspart védelmi módszer alkalmazására (BALOGH J. 2008; BALOGH J.–SCHWEITZER F. 2011). Az átgondolt, tervezett településfejlesztés, a biztonsági szempontok, az építési előírások hatósági szabályozása és építéshatósági betartatása, a műszaki létesítmények biztonságos üzemelése, a környezetvédelmi előírások, a természeti értékek, a hatékony környezetgazdálkodás, a nemzetgazdasági értékek megóvása szükségszerűvé teszi a partfal-rehabilitációk optimális tervezését és monitorozását is. A természeti tényezők és a lehetőségek feltárása után a leghatékonyabb és leggazdaságosabb komplex partfalbiztosítási módszer kiválasztása a cél. Sok esetben csak egy hagyományos támfal és egy erősített földszerkezet megépítésére van szükség, de gyakoribb, hogy egy bevált komplex magaspartvédelemi módszer alkalmazása (pl. Dunaújváros) a legcélravezetőbb.

A magaspartok, talajszerkezetek, az erősített földtömegek kialakítására kidolgozott módszerek közül a legfontosabbakról rövid áttekintést adunk, de az alább bemutatott módszerek nem ölelik fel az összes lehetőséget. Számtalan olyan gyakorlati megoldás példázza a mérnöki ötletességet, amely a komplex partfalvédelem kialakításában már megvalósult.



2. ábra Nyergesújfalu Sánc-hegy 11-es út melletti geotextiliákkal hatástalanul védett lejtője  
(Fotó: BALOGH J. 2009)

Figure 2 Inefficient protection of scarp using geotextile along route 11 at Nyergesújfalu Sánc-hegy  
(Photo by BALOGH, J. 2009)

Ilyen beavatkozás például a *lokális szilárdságnövekedést eredményező idegen anyagok (pl. geotextiliák) bevitele*. Valamennyi beavatkozás a nyírószilárdság növelését célozza. Komplex

partfalvédelemnek tekinthetjük pl. a puha agyagtalajok víztelenítésére alkalmas, függőleges helyzetű, bordás műanyag szalagok talajba juttatásával végzett eljárást. A homok- és kavicscölöpök is felfoghatók talajerősítő szerkezetként. A földtömegek erőegyensúlyát kedvezőbbé lehet tenni idegen anyagok behelyezésével. A betétek lehetnek hosszmeretükhöz viszonyítva kicsiny keresztmetszetűek, azaz huzalok, rudak, hálók, textíliák. A partfalak és rézsúk stabilizálására használt geotextíliák funkciójukat tekintve használhatók partfalak és töltések mechanikai erősítésére. A nem körültekintő kivitelezés és a környezeti kutatásokat nem figyelembe vevő tervezés miatt számos helyen a geotextíliás partvédelem nem fejt ki hatását és csak költségnövelő tényezőként működik a partfal-rehabilitációk során (2. ábra).

Napjainkban előtérbe került a *kő-támfalak „gabionok” építése*, amely a helyszínen kövel megrakott acélrótt szerkezetekből állnak. A gabionok tömegüknél fogva biztosítják a meredek rézsúk állékonyságát, míg a talajtámfalaknál a rézsúbe rétegesen beépített acél-, illetve műanyaghálók biztosítják azt. A „gabion” támfalak rugalmasak, ugyanakkor a bekövetkező talajmozgások nem okoznak teherbíró-képesség csökkenést a már megépült támfalszerkezetekben, ellentétben a merev betonszerkezetű támfalakkal, ahol a megjelenő repedések és törések végül a támfal tönkremenetelét okozzák.

Az egyik leghatékonyabb partvédelem a *támfalak rézsús lépcsőzése*, és a növényzettel kombinált magasparti falak kialakítása, a rézsú köröm gabionnal történő megtámasztása. A dunai magaspart több településén, elsősorban beépített területeken alkalmazták. Dunakömlődön a pincesorokkal bemélyített löszfalak aljában a házak mögött közvetlenül a 2–3 m magas vasbetontámfalakkal támasztották meg a rézsús kialakítású lépcsőrendszert, amelynek felszínét növényzettel, vagy geotextíliákkal fedték be a löszrétegek földtani, litológiai sajátosságainak megfelelően (3. ábra).



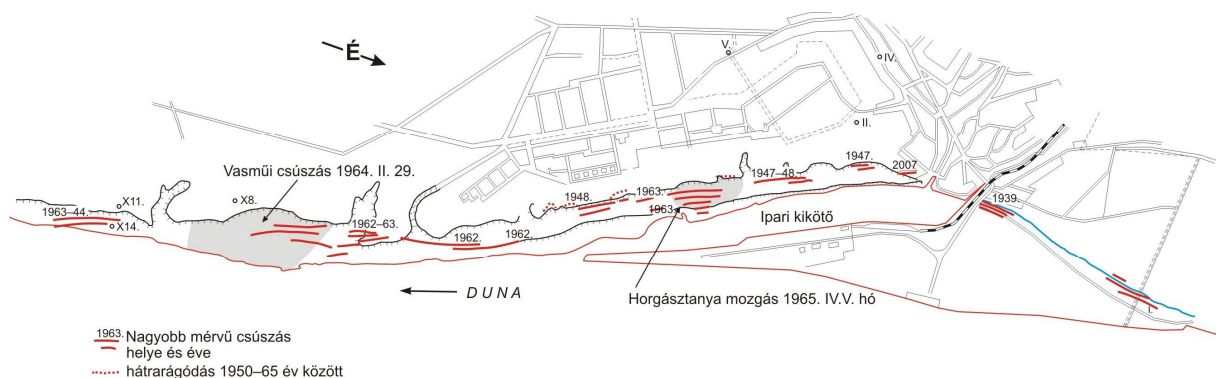
3. ábra. A dunakömlödi magaspart-rehabilitáció kivitelezési munkái (Fotó: BALOGH J. 2003)  
 Figure 3 Bluff rehabilitation works under way at Dunakömlöd (Photo by BALOGH, J. 2003)

A löszterületek hagyományos partvédelmi megoldása a meredek *lőszfalak lépcsőzése*. A függőleges lőszfalak ameddig a káros hatásoktól – talajvíz, erózió – védve vannak nagy magasságig stabilak,. Ez a megoldás önmagában nem akadályozza meg egyes kisebb földtömegek leszakadását, ezért a földtámfal lábánál padkát hagynak. Az 1950-60-as években Dunaújvárosban is így valósították meg a városi partvédelmet (KÉZDI Á. 1978, 4. ábra). Az épített magasparti szakaszok hibái azonban hamar megmutatkoztak mivel a Mezőföld felől érkező talajvizek és a városi víziközmű hálózat meghibásodásaiból származó káros felszínalatti vizek omlásokat és csuszamlásokat okoztak (5. ábra). A csapadék okozta talajerózió pedig a meredek lépcsős falak felszínét pusztította, ezért az 1970-80-as években 3-3 lépcsős rézsűvé alakításával átépítették a partvédelmi földtámfal rendszert (6. ábra).



4.ábra. Dunaújvárosi lépcsős magaspárt-védelem az 1950-60-as években (Fotó: KÉZDI Á. 1978)

Figure 4 Bluff protection at Dunaújváros by creating artificial terraces in the 1950–60s  
(Photo by KÉZDI, Á. 1978)



5. ábra. Dunaújváros dunai magaspártjának felszínmozgásokkal érintett szakaszai

Szerk.: BALOGH J. (2011) KÉZDI Á. 1970 és NAGY I. (1980, ex. verbis) adatainak felhasználásával  
Figure 5 Areas of bluffs at Dunaújváros having affected by surface movements. Compiled by BALOGH, J. (2011) using data of KÉZDI, Á. (1970) and NAGY, I. (1980 ex. verbis)



6. ábra. A dunaújvárosi rézsús partfalvédelem (Fotó: BALOGH J. 2008)  
 Figure 6 Scarp protection at Dunaújváros (Photo by BALOGH, J. 2008)

Szintén fontos partvédelmi módszer a *rézsűfelszínek erősítése növényzettel*. Számos példa azt bizonyítja, hogy a növénytakaró jelentős mértékben hozzájárul a magaspartok állékonyságának növeléséhez. A fűfélék, cserjék és fák gyökérzete átszövi a talaj legfelső rétegét. A gyökereknek, elemi szálaknak, számottevő húzószilárdsága van, és általában véletlenszerű elrendeződésben erősítik a 0,1–0,4 m vastagságú földréteget. A gyökerekkel átszött földréteg a földművek felületén szinte súlytámfalként vehetők figyelembe (PÁLOSSY L. et al. 1985), és ily módon meredekebb rézsűk is kialakíthatók. Például az erdei fűzike (*Epilobium angustifolium*) gyökerei a lejtéssel ellentétes irányban hosszúra nőnek és így függesztő hatást tudnak kifejteni. Meredek rézsűben a földmunka végzésekor (vagy esetleg utólag) 2–2,5 m hosszú, 15–20 mm átmérőjű fűzhajtásokat helyeznek el. A fűz (*Salix*) nagyon sok fajtája alkalmas erre a célra: a betemetett hajtásokon mellégyökérzet fejlődik ki, amely néhány hónap alatt eléri a 0,1–0,2 m hosszúságot. Mérnökgeomorfológiai megfontolások alapján a talajadottságok széles tartományában tervezhető kedvező növénytakaró. Ilyenkor figyelembe kell venni pl. a talaj ásványi összetételét, pH-értékét, stb.

### **A víz, mint a partfalak állékonyságát befolyásoló tényező**

A magaspart-rehabilitáció során kialakított burkolatlan, vagy növényzettel nem megfelelően védett mesterséges felszínek kialakításánál alapvető kérdés, hogy a terület miként fog reagálni a környezeti hatásokra. Különösen fontos tényezők a csapadék beszivárgása, illetve a felszíni lefolyás mértéke. A felszín alá szivárgó víz mind fizikailag, mind kémiaiilag megváltoztathatja a kialakított struktúrát, míg a felszínen rekedő csapadék lejtőirányba elfolyik ezze megbonthatja a felszínt, eróziót okozhat (RÉTHLY A. 1962, 1970). E folyamatok vizsgálata fokozottan indokolt a magaspartok mentén épített rézsús földtámfalak



esetében, hiszen a dunai magasparti települések peremén kialakított meredek rézsűk fokozottan ki vannak téve a lefutó vizek bevágódásának, másrészt állékonyságuk leromlása, esetleges sérülésük komoly környezeti katasztrófához vezethet. Egy olyan frekventált partvédelmi rendszerben, mint a dunaújvárosi is előfordulhatnak földtömegmozgásos folyamatok (7. ábra).



7. ábra. Vonalas eróziós és szuffóziós formák a dunaújvárosi magasparton a kőtár alatt. (Fotó: BALOGH J. 2008)  
*Figure 7 Features of gully erosion and piping upon the bluff at Dunaújváros, below the lapidarium*  
(Photo by BALOGH, J. 2008)

A partfalmozgások bizonyítják, hogy az omlások, csuszások és a talajerózió mellett a szuffózió (oldási erózió) is komoly felszínformáló szerepe van (7-9. ábra) (FAULKNER, H. 2006, KERTÉSZ Á.–CENTERI CS. 2006). A löszrétegek terhelése során a mészhártyákban és a cementáló kötésekből finom hajszálrepedések képződnek, ezek mentén a szegletvizek okozta kohézió adja egy adott löszösszlet stabilitását (JONES, J.A.A. 2004). Ha azonban a megterhelt lösz vízzel telítődik, ez a hatás megszűnik, a löszszerkezet összeroskad, szétrombolódik, a magaspartok mentén megkezdődnek a tömegmozgásos folyamatok. A káros felszínalatti vizek áramlásuk révén olyan oldási folyamatokat is generálnak, amelyek részben, vagy akár teljes mértékben kioldják az érintett löszréteg mésztartalmát. A löszrétegben mozgó felszínalatti víz áramlási irányába felléphetnek szuffóziós folyamatok, aminek következtében alagosodás is kialakulhat.



8. ábra. Szuffúziós folyamatok miatt károsodott partvédelmi út Dunaújvárosban a partfal-rehabilitáció előtt  
(Fotó: BALOGH J. 2008)

*Figure 8* A passage damaged by suffusion at Dunaújváros prior to scarp rehabilitation  
(Photo by BALOGH, J. 2008)



9. ábra. Szuffúziós folyamatok miatt károsodott partvédelmi út Dunaújvárosban a partfal-rehabilitáció után  
(Fotó: VARGA G. 2013)

*Figure 9* A road previously damaged by suffusion at Dunaújváros and then rebuilt as part of scarp rehabilitation  
(Photo by VARGA, G. 2013)

A legtöbb partvédelmi tervben a talajfizikai paraméterek vizsgálata mellett általában nem készítene talajkémiai vizsgálatokat pl. a legtöbb esetben nincs adat a mozgásveszélyes földtömeg rétegeinek mézstartalmára. Az oldási erózió felszínalatti hatásait geofizikai módszerekkel célszerű feltárni, mint ahogy azt az MTA CSFK munkatársai a 2011-es kulcsi partfalmozgásokkal összefüggésben vizsgálták (PRODÁN T. et al. 2013).

Szemléletes példája a szuffózió hatásának a felszínfejlődésre a somogybabodi vízgyűjtőn a vonalas eróziós folyamatok és az oldási erózió hatására extrém csapadékviszonyok mellett napok alatt keletkezett eróziós vízmosás kialakulása 2010-ben (CZIGÁNY SZ. et al. 2011). Az elmúlt évek felszínmozgásos eseményei (Dunaújváros, Kulcs, Rácalmás, Ercsi, Dunaföldvár, Paks, Dunaszekcső, Baja) és kárai fokozottan megerősítik azt a geomorfológia által többször megfogalmazott igényt, hogy a magaspartok védelmében a nyírószilárdság fenntartását és a szerkezeti adottságokat is vizsgáló talajeróziós monitoring rendszert kell kiépíteni. A rézsűk mentén hosszú távú monitorozásra alkalmas Wischmeier–Smith eróziós mérőkeret kell kialakítani MSZ 20133 szerint. A 9 % -os, egyenletes lejtésű,  $22,4 \times 1,98$  m alapterületű lejtőszakaszokon a természetes csapadékok talajelhordó hatását mérhetjük, valamint a geotextiliák talajvédő hatását is lehet vizsgálni (10. ábra).



10. ábra. Geotextiliával és növényzettel fedett kísérleti Wischmeier–Smith eróziós mérőkeret  
(Fotó: JAKAB G. 2007)

Figure 10 Wischmeier–Smith plots covered with geotextile and vegetation (Photo by JAKAB, G. 2007)

### **Az épített rézsűk stabilitásának vizsgálata terepi mesterséges esőztetéssel**

Az MTA CSFK Földrajztudományi Kutatóintézetében az ezredforduló környékén egy hatékony módszert dolgoztunk ki az épített rézsűk talajeróziós adottságainak kutatására. A terepi méréseket egy hordozható, közepes méretű eső-szimulátorral végezzük, ami lehetővé teszi, hogy ténylegesen a mintaterületen tapasztalható körülmények között határozzuk meg az

épített rézsűk állékonyságát befolyásoló tényezőket, a vizsgált rézsűszakasz víznyelő és vízáteresztő képességét, illetve a felszín állékonyságát a lefolyó vízzel szemben. A természetes állapotú, „érintetlen” megfigyelt téglalap alakú parcella nagysága  $6\text{ m} \times 2\text{ m} = 12\text{ m}^2$ , amelyet az esésvonalakkal párhuzamos hossz-tengellyel tűztünk ki. E területnagyság már jól tükrözi a felszín heterogenitását, jelentősen csökkenti a szegélyhatás okozta hibát, következésképp sokkal megbízhatóbb eredményt ad, mint az  $1\text{ m}^2$  nagyságrendű mintaterületet vizsgáló esőztető berendezések.

Az eső-szimulátorral végzett mérések során lehetőség nyílik a vizsgált parcella konstans vízáteresztő-képességének meghatározására (CSEPINSZKY B.–JAKAB G. 1999; JAKAB G.–SZALAI Z. 2005; CENTERI Cs. et al. 2012; SZÜCS P. et al. 2006). A módszer nagy előnye, hogy a hagyományos módszerekkel (keretes beáztatás, laboratóriumban vizsgált, bolygatatlan talajminta, stb.) szemben a helyszínen, természetes körülmények között, „in situ” mérhető, a vizsgált terület pedig  $12\text{ m}^2$ , amely méretéből adódóan sokkal jobban tükrözi a talaj heterogenitását. A kijelölt kísérleti parcellát a nem kívánatos el- és ráfolyás meggátlására függőleges fémlemezekkel határoljuk. Az öntözött terület minden irányban minimum  $0,5\text{ m}$ -rel a megfigyelt területet meghaladja, azaz a megfigyelt területnek közel a dupláját –  $3\text{ m} \times 7\text{ m}$ -t – esőztetjük a „szegélyhatás” mérséklése érdekében (11. ábra).

Az esőintenzitás talajeróziós hatásait (szántóföldi vízkapacitásig feltöltött talajoknál)  $30$ ,  $40$ ,  $60$ ,  $90$  és  $130\text{ mm h}^{-1}$  intenzitások mellett mérjük.

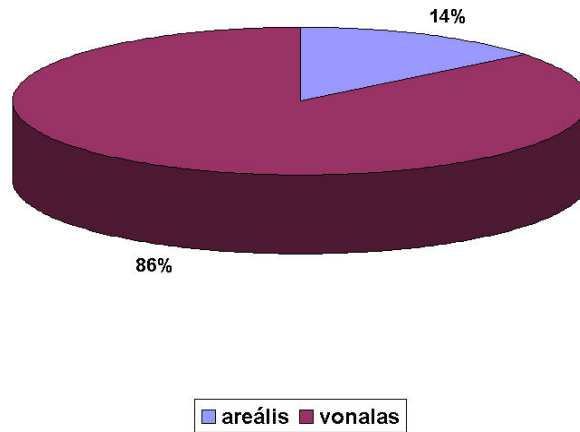


11. ábra. Eső-szimulátorral végzett mérések épített rézsűszakaszon (Fotó: SZALAI Z. 2004)  
 Figure 11 Monitoring measurements with rainfall simulator on artificial scarp (Photo by SZALAI, Z. 2004)

### A talajerózió, a rézsű állékonyság és a növényvel védett felszín kapcsolata

Az épített részüfelszíneken a talajlehordásnak alapvetően az épített rézsű felszíneken két fő típusát különböztetjük el, nevezetesen az areális, vagy lepel eróziót, amely a felszín egészét pusztítja, és a mikrodomborzatból adódó vízösszefolyások mentén kialakuló, a

megnövekedett víztömeg energiájából fakadó vonalas eróziót. A dögölt épített rézsű felszínén a vizsgálatok megkezdésekor a meglévő mikrobarázdák a vonalas erózió kialakulásának és terjedésének kiinduló helyei (12-13. ábra).



12. ábra. Az összes lehordott anyag megoszlása az erodálódás típusa szerint (JAKAB G. – SZALAI Z. 2005)  
Figure 12 Distribution of total soil loss by the type of erosivity (JAKAB, G. –SZALAI, Z. 2005)



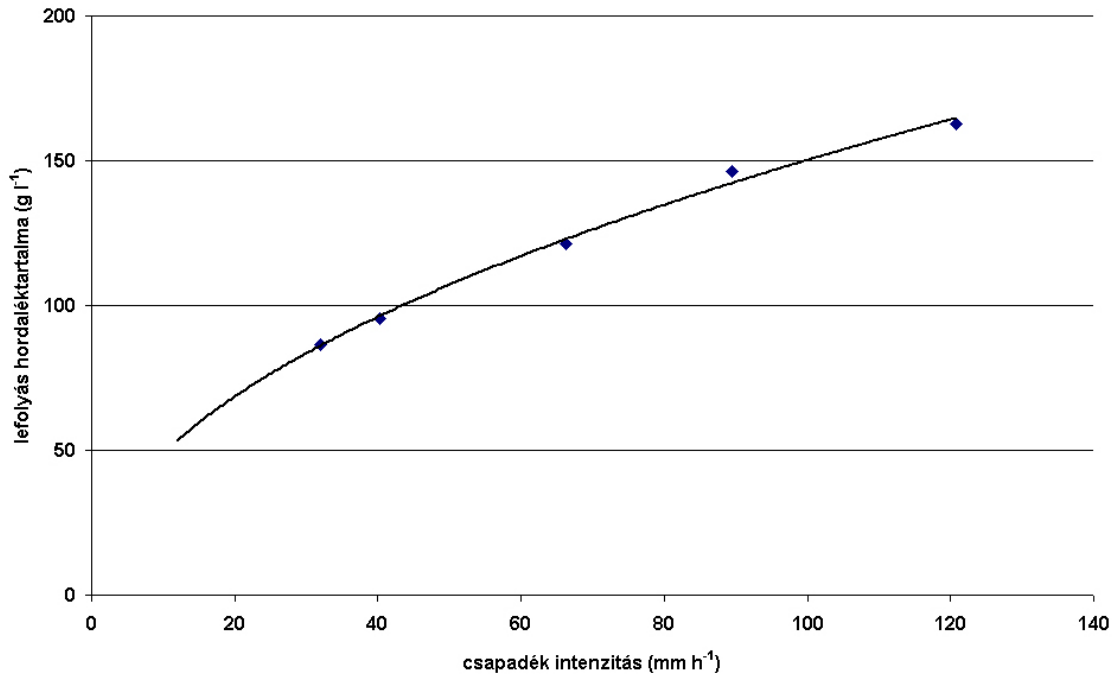
13. ábra. A vonalas erózió nyomai a fedetlen parcellán, az eső-szimulátoros mérések után (Fotó: JAKAB G. 2004)  
Figure 13 Traces of rill erosion on an uncovered plot following rainfall simulation measurements  
(Photo by JAKAB, G. 2004)

A lefolyó víz mennyisége, párban a lefolyás időadataival igazolja, hogy állandó intenzitású esőterhelés mellett kezdetben egységnyi idő alatt mind több és több víz távozik a területről. A növekvő ütemű lefolyás kivétel nélkül, minden esetben nagyobb hordalékszállítást mutat. Adott intenzitású kezelésen belül a hordalék sűrűsége az idő négyzetgyökével egyenes arányosságban nő.

A talajelhordás mennyiségéért a lepelerózió esetében nem elsősorban a növekvő víztömeg, sokkal inkább a talajfelszín elérő cseppek száma és kinetikai energiájuk a felelős. Ezt látszik alátámasztani az esőztetés befejezése után a területről lefolyó víz hordalék szállító képessége. Ez az érték a nagyobb intenzitású kezelések esetében nem éri el az esőztetés átlagos egységnyi vízre jutó hordalék szállítását, míg a kisebb intenzitású kezeléseknél meg is haladja azt. Ennek pontos oka még tisztázásra vár, de valószínűsíthető, hogy a lepelerózió csak a nagy intenzitásoknál okoz jelentős talajpusztulást, amely az esőterhelés megszűntével leáll. A kisebb intenzitások esetében a vonalas talajelhordás szerepe a meghatározó, ebből adódhatnak a növekvő hordalékszállítás értékek. Ha a kezeléseken belüli hordalékszállítási értékeket átlagoljuk, az adott intenzitáshoz tartozó lefolyás sűrűség értékét kapunk. Ily módon meghatározható az intenzitás és a lefolyás sűrűsége közötti összefüggés, amely az alábbi egyenlettel írható le (JAKAB G.–SZALAI Z. 2005, 14. ábra):

$$\text{lepusztulás (g/l)} = 15,927(\text{intenzitás (mm/h)})^{0,4874}$$

$$R^2 = 0,9958$$



14. ábra. A lefolyás szárazanyag tartalma és a csapadékintenzitás közötti összefüggés döngölt löszön  
 Figure 14 Relationship between soil content of runoff and rainfall intensity on stiff loess

## **Eső szimulátorok, talajeróziós parcellák, WEPP és MEDRUSH modellek alkalmazása az épített rézsűk erózióvédelmében és monitorozásában**

A dunai magaspártok partfal rehabilitációs munkáinak ismerete alapján feltűnő, hogy az épített rézsűk mozgásmentességre vonatkozó monitorozási módszerekből hiányoznak a nemzetközi gyakorlatban is elfogadott talajeróziós vizsgálatok. Az eső-szimulátoros és talajeróziós mérőkertekben mért adatokból, olyan felületvédelemre vonatkozó vegetáció-stabilitási és a geotextiliák hatékonyságát megalapozó eredményeket lehet generálni, amelyek igazolják a partfalvédelem hatékonyságát az épített, vagy építendő magasparti szakaszon.

A modellezés nagy előnye, hogy e módszer segítségével becsülhetővé válnak az egyes környezeti feltételek megváltozásából eredő hatások (SZALAI Z. et al. 2010). Az eltérő lejtőszögek, a rézsű és korona fedő anyaga és annak vastagsága mind olyan változó, melynek hatását – az eső-szimulátoros mérések eredményeire támaszkodva – számszerűsíteni lehet. Összehasonlíthatóvá válik továbbá egy adott felszín viselkedése a rajta található vegetáció mennyiségének és összetételének függvényében. Ezen túlmenően becsülhetjük a tervezett felszín viselkedését eltérő klíma-forgatókönyvek esetén is, akár egyedi csapadékesemények, akár hosszú távú változások esetén (CENTERI Cs. et al. 2009). Az egyedi csapadékesemények modellezése a WEPP modellel történik.

A *WEPP modell* (NEARING, M. et al. 1989) a hidrológia, a talajfizika, a növénytan, a hidraulika és az eróziós mechanizmus ismerete, illetve kölcsönhatásai alapján becsüli a terület felszínfejlődését. Legjelentősebb előnyei közé tartozik, hogy képes a talajveszteség térbeli és időbeli eloszlásának becslésére (a nettó talajveszteség a teljes lejtőszakaszon, ill. a lejtő profil minden egyes pontján napi, havi, éves átlagban becsülhető), valamint az, hogy a modell folyamat alapú jellegéből adódóan számos olyan körülményhez illeszthető, amikor gyakorlati vagy gazdasági okokból a terepi mérések nem megvalósíthatóak.

A MEDRUSH modellt az Európai Unió MEDALUS tudományos projektje keretében fejlesztette ki a londoni Kings College és a University of Leeds kutatógárdája a kilencvenes években (KIRKBY, M. 1999). A modellt folyamatosan úgy fejlesztették tovább, hogy közép-európai viszonyokra is alkalmazható legyen (TÓTH A. et al. 2001). A modell elsősorban a vízhálózat változásait és az eróziós viszonyok előrejelzését szolgálja, ugyanakkor rendelkezik talajhidrológiai és némi vegetációdinamikai előrejelzési képességekkel is.

Mindkét modellben – az esőztetett eredmények alkalmazásával – számítható a növényzettel borított rézsű felszíneken egy esetleges klímaváltozás esetén, ill. extrém nagy intenzitású csapadékeseményekkor tapasztalható felszíni elfolyás. A vizsgált rézsűkön a megfelelő növényborítás mellett elhanyagolható az erózió általi veszélyeztetettség. Az épített döngölt rézsűfelületeken, növényborítás nélküli löszfedő még a jelenlegi csapadékviszonyok mellett sem nyújt védelmet a beszivárgó víz ellen, ugyanakkor állékonysága sem kielégítő. A felárkolódás még extrém csapadékesemények hiányában is gyorsan bekövetkezik. A rézsűk legfelső fedőrétege képes a csapadékvíz időleges tárolására, amelyet a növényzet ismételtlen a légkörbe juttat, ezért tápanyagban gazdag vastagítása kívánatos. A hosszú távú modellezés alapján számítható a felületi lepelerozió és vonalas erózió okozta lepusztulás.

## Konklúzió

2013 decemberében az MTA CSFK Földrajztudományi Intézet szervezésében megrendezett "*Talajeróziós kerekasztal*" konferencián az épített rézsúk felületvédelme, a talajeróziós, geomorfológia kutatási eredmények és módszerek alkalmazásának jelentőségéről tartottunk előadást.

A kerekasztal egyik megállapítása volt, hogy a települések környezetében – ahol a mérnöki műtárgyakat a tájba illően kell elhelyezni – a magaspártvédelem tervezésében és a kiviteli munkák előkészítésében növelni kell a geomorfológiai jellegű monitoring vizsgálatokat.

A tárgyalt partfal monitorozási eljárások és műszaki beavatkozások természetesen nem terjedhetnek ki az omlás- és csuszamlás-veszélyes folyamatok minden eshetőségére. A veszélyeztetett dunai magaspártokon a már működő és tervezett partfal-rehabilitációk vizsgálatában hívjuk fel a döntéshozók, tervezők és önkormányzatok figyelmét a geomorfológiai kutatások fontosságára. Ezen belül a terepi mesterséges esőztetés és erózió mérés előnyeire, a számítógépes modellezés széleskörű használhatóságára a magaspártok védelmében. Ez a módszer lehetővé teszi, hogy nagy megbízhatóságú és emellett térben és időben is jól kiterjeszthető adatokat nyerjünk az időjárás hatásainak kitett mesterséges felszín hidrológiai tulajdonságairól és felszínfejlődéséről. Megítélésünk szerint e módszer jól alkalmazható minden olyan mesterséges és természetes felszín vizsgálatánál, melynek stabilitását hosszú távra szeretnénk garantálni.

A célorientált geomorfológiai kutatások tudományos megállapításokkal segíthetik egy-egy magaspártvédelmi szakasz biztonságos megvalósulását, a műszaki munkák ütemezését, a tervezés és döntéshozatal folyamatát (környezeti hatáselemzések, pénzügyi és költséghaszon elemzések, hatástanulmányok).

A tárgyalt vizsgálati módszerek alkalmazásával biztonságosabban megvalósulnak azok a célkitűzések, projektek, amelyek az omlásveszélyes partfalak káreseményeire irányulnak. A stabilizációval kapcsolatos kutatások bővülésével a környezeti értékek, a felszínmozgásos területek védelme és a környezetbiztonság növelése valósul meg, így a mozgásveszélyes magaspártokkal rendelkező településeken egy biztonságosabb élhetőbb környezet alakulhat ki.

---

BALOGH JÁNOS  
MTA CSFK, Földrajztudományi Intézet, Budapest  
[balogh.janos@csfk.mta.hu](mailto:balogh.janos@csfk.mta.hu)

JAKAB GERGELY  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest  
[jakab.gergely@csfk.mta.hu](mailto:jakab.gergely@csfk.mta.hu)

SZALAI ZOLTÁN  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet  
[szalai.zoltan@csfk.mta.hu](mailto:szalai.zoltan@csfk.mta.hu)

SZEBERÉNYI JÓZSEF



MTA CSFK Földrajztudományi Intézet  
szeberenyi.jozsef@csfk.mta.hu

VICZIÁN ISTVÁN  
MTA CSFK Földrajztudományi Intézet  
viczian.istvan@csfk.mta.hu

## IRODALOM

- ÁDÁM L.–JUHÁSZ Á.–SCHWEITZER F.–SZILÁRD J. 1976: Magyarország felszínmozgásos területének földtani–műszaki katasztere. – Tolnai dombság, Duna-mente. MTA FKI, Bp. 55 p.
- BALOGH J. 2008: Bátaapáti magasparti területeinek tömegmozgásai és a partvédelem műszaki megoldásainak lehetőségei. – In: SCHWEITZER F.–BÉRCI K.–BALOGH J. (szerk.) A Bátaapátiban épülő Nemzeti Radioaktív hulladék-tároló környezetföldrajzi vizsgálata, Budapest, MTA FKI, pp. 122–135.
- BALOGH J.–SCHWEITZER F.–VICZIÁN I. 2008: Bátaapáti magasparti területeinek tömegmozgásai és a partvédelem műszaki megoldásának lehetőségei. – In: SCHWEITZER F.–BÉRCI K.–BALOGH J. (szerk.) A Bátaapátiban épülő Nemzeti Radioaktív hulladék-tároló környezetföldrajzi vizsgálata, Budapest, MTA FKI, pp. 122–135.
- BALOGH J.–SCHWEITZER F. 2011: Felszínmozgásos folyamatok a Duna Gönyű-Mohács közötti magasparti szakaszán – In: SCHWEITZER F. (szerk.) *Katasztrófák tanulságai: stratégiai jellegű természetföldrajzi kutatások.* Budapest. MTA FKI, 2011. pp. 101–142.
- BUGYA T. –FÁBIÁN SZ.–GÖRCS N.–KOVÁCS I.–RADVÁNSZKY B. 2011: Surface changes on a landslide affected high bluff in Dunaszekcső (Hungary). – *Central European Journal of Geosciences* 3. 2. pp. 119-128.
- CENTERI CS.–BARTA K.–JAKAB G.–SZALAI Z.–BÍRÓ Zs. 2009: Comparison of EUROSEM, WEPP, and MEDRUSH model calculations with measured runoff and soil-loss data from rainfall simulations in Hungary *Journal of plant nutrition and soil science* 172. 6. pp. 789–797.
- CENTERI CS.–JAKAB G.–SZALAI Z.–MADARÁSZ B.–SISAK I.–CSEPINSZKY B.–BIRO Zs. 2012: Rainfall simulation studies in Hungary In: MELEKHIN, D. S.–DOLUKHANOV, M. F. (szerk.) *Environmental research summaries. Volume 4.* 330 p. New York: Nova Science Publishers pp. 189–190.
- CSEPINSZKY B.–JAKAB G. 1999: Pannon R-02 eső-szimulátor a talajerózió vizsgálatára In: SÉNYI PNÉ (szerk.) "Agrárjövők alapja a minőség" 41. Georgikon Napok. Keszthely: Pannon Agrártudományi Egyetem, pp. 294–298.
- CZIGÁNY SZ.–FÁBIÁN SZ.Á.–PIRKHOFFER E.–VARGA G. 2011: Villámárvizek: a kisvízfolyások hirtelen áradásának problémái. – In: SCHWEITZER F. (szerk.) *Katasztrófák tanulságai: stratégiai jellegű természetföldrajzi kutatások.* Budapest, MTA FKI, pp. 155–163.
- FAULKNER, H. 2006: Piping hazard on collapsible and dispersive soils in Europe. In: BOARDMAN, J.–POESEN, J. (eds) *Soil erosion in Europe.* John Wiley and Sons, Chichester. pp. 537–562.
- FARKAS J. 1996: Felszínmozgások elleni védekezés. – *Közúti Közlekedési- és Mélyépítéstudományi Szemle*, 46. 4. pp. 169–182.

- FODOR T.-NÉ–HORVÁTH ZS.–SCHEUER GY.–SCHWEITZER F. 1981: A Dunakömlőd–Paks közötti dunai magaspárt mérnökgeológiai térképezése és vizsgálata. – *Földtani Közlöny*, 111. 2. pp. 258–280.
- JAKAB G.–SZALAI Z. 2005: Barnaföld erózióérzékenységének vizsgálata esőztetéssel a Tetves-patak vízgyűjtőjén *Tájökológiai Lapok* 3. 1. pp. 177–189.
- JONES, J.A.A. 2004: Pipe and piping. In GOUDIE, A.S. (ed.): *Encyclopedia of Geomorphology* Vol. 2. Routledge, London. pp. 784–788.
- KENESEI J.–MAROKHÁZI G.–NAGY J. 2005: Mozgásveszélyes Duna-menti és Balaton parti magaspártok veszélyelhárítási munkáinak tanulmányterve, Kézirat. 71p
- KERTÉSZ Á.–CENTERI Cs. 2006: Hungary. – In: BOARDMAN, J.–POESEN, J. (eds) *Soil erosion in Europe*. John Wiley and Sons, Chichester. UK pp. 139–154.
- KÉZDI Á. 1970: A dunaújvárosi partrogyás. – *Mélyépítéstudományi Szemle*, 20. 7. pp. 281–297.
- KÉZDI Á. 1978: *Talajmechanikai példák és esettanulmányok*. –Budapest, Tankönyvkiadó 271 p
- KIRKBY, M. 1999: Application and further development of the MEDRUSH model. – *Book of Medalus III. Final report*. pp. 528–559.
- NEARING, M.A.–FOSTER, G.R.–LANE, L.J.–FINKNER, S.C. 1989: A process-based soil erosion model for USDA – Water Erosion Prediction Project Technology. – *Transactions of the ASAE*, 32. 5. pp. 1587–1593.
- OSZVALD T. 2011: Földcsuszamlások 2010-ben, „Klíma-21” Füzetek 63. pp. 169–193.
- PÉCSI M. 1959: *A magyarországi Duna-völgy kialakulása és felszínalakítása*. – Budapest, Akadémiai Kiadó p. 346.
- PÁLOSSY L.–SCHARLE P.–SZALATKAY I. 1985: *Földtámfalak*. – Budapest, Műszaki Könyvkiadó, 227 p
- PRODÁN T.–PRÁCSER E.–BALOGH J.–KIS É.–NOVÁK A.–UDVARDI B.–VICZIÁN I. 2013: Geoelektromos tomográfia Kulcs település felszínmozgásos területén. In: TÖRÖK Á.–GÖRÖG P.–VÁSÁRHELYI B. (szerk.) *Mérnökgeológia-Kőzetmechanika*, Budapest, Hantken Kiadó, pp. 49–58.
- RÉTHLY A. 1970: *Időjárási események és elemi csapások Magyarországon I–II*. – Budapest, Akadémiai Kiadó, p. 622.
- SCHEUER GY 1979: A dunai magaspártok mérnökgeológiai vizsgálata. – *Földtani Közlöny*, 109. 2. pp. 230–254.
- SCHEUER GY.–SCHWEITZER F. 1984: A dunai magaspártok lösz-összletének deformációs formái és töréses szerkezete. – *Mérnökgeológiai Szemle*, 33. pp. 145–162.
- SCHWEITZER F. 1999: Omlás- és csuszamlásveszélyes dunai magaspártok, kapcsolatukvonalas létesítményekhez és a településekhez. – In: TÓTH J.–WILHELM Z. (szerk.) *Változó környezetünk. Tiszteletkötet Fodor István professzor úr 60. születésnapjára*. – Pécs, Janus Pannonius Tudományegyetem, pp. 300–315.
- SZALAI Z.–BALOGH J.–JAKAB G. 2010: Erózióbecslés változó klimatikus viszonyok között. *Klíma 21 Füzetek* 62. pp. 75–80.
- SZÜCS P.–CSEPINSZKY B.–SISÁK I.–JAKAB G. 2006: Rainfall simulation in wheat culture at harvest *Cereal Research Communications* 34. 1. pp. 81–84.
- TÓTH A. –SZALAI Z. –JAKAB G. –KERTÉSZ Á. –BÁDONYI K. –MÉSZÁROS E. 2001: Talajpusztulás modellezése a MEDRUSH modell alkalmazásával. *Földrajzi Értesítő* 49. pp. 1–4.