

Jakab Gergely

**Természeti tényezők hatása a talajpusztulás vonalas formáinak
kialakulására**

Doktori értekezés

Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar

Földtudományi Doktori Iskola

Földrajz-Meteorológia Doktori Program

A Doktori Iskola vezetője: Dr. Monostori Miklós

Programvezető: Dr. Gábris Gyula

Témavezető: Dr. Kertész Ádám, tud. osztályvezető
a földrajztudomány doktora

Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutatóintézet

Budapest

2008

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK	4
2. KUTATÁSI ELŐZMÉNYEK ÉS FOGALOMMEGHATÁROZÁSOK	6
2.1. A talajerózióról általában	6
2.2. A vonalas erózió	8
2.2.1. <i>A vonalas erózió megjelenési formái.....</i>	<i>9</i>
2.2.2. <i>A vonalas erózió mérésének lehetőségei</i>	<i>14</i>
2.2.3. <i>Hazai kutatások</i>	<i>17</i>
2.3. A felszíni lefolyás szállította oldott anyagok hatása a Balaton vízminőségére.....	22
3. A TETVES-PATAK VÍZGYŰJTŐJÉNEK JELLEMZÉSE	25
3.1. A felszín fejlődéstörténete	26
3.2. Domborzat	27
3.3. Éghajlat.....	30
3.4. Vízrajz.....	31
3.5. Növényzet	32
3.6. Talajok.....	32
3.7. Területhasználat	36
4. ANYAG ÉS MÓDSZER	38
4.1. A vonalas erózió arányának becslése vízgyűjtő léptékben.....	38
4.1.1. <i>A becsléshez használt nyomjelzéses módszer</i>	<i>38</i>
4.1.2. <i>A kihullás mértékének meghatározása</i>	<i>40</i>
4.1.3. <i>Mintavétel a Cs-137 meghatározásához</i>	<i>41</i>
4.2. A vonalas eróziós formák felmérése vízgyűjtő léptékben	42
4.2.1. <i>A vonalas eróziós formák tulajdonságai</i>	<i>44</i>
4.2.2. <i>Az adatbázis elemzése.....</i>	<i>46</i>
4.2.3. <i>Felhasznált eszközök</i>	<i>48</i>
4.3. Két mintavízmosás részletes vizsgálata	48
4.3.1. <i>A vízmosások geodéziai felmérése.....</i>	<i>49</i>
4.3.2. <i>A felszíni lefolyás oldott anyag tartalmának vizsgálata</i>	<i>51</i>
5. EREDMÉNYEK.....	53

5.1. A vonalas erózió jelentősége a Tetves-patak vízgyűjtőjén	53
5.1.1. <i>A lehordott anyag mennyiségének becslése és szemcseösszetételi viszonyai</i>	53
5.1.2. <i>A halastó és a sankoló üledékeinek Cs-137 tartalma</i>	55
5.2. A vízgyűjtő vízmosásai	60
5.2.1. <i>A felmért vízmosások tulajdonságai</i>	60
5.2.2. <i>A vízmosások osztályozása</i>	68
5.3. A vízmosások részletes vizsgálatának eredményei	80
5.3.1. <i>A vízmosások geodéziai felmérése</i>	80
5.3.2. <i>A felszíni lefolyás oldott anyag tartalma</i>	81
5.3.2.1. <i>A lefolyás oldott foszfor tartalma</i>	83
5.3.2.2. <i>A lefolyás oldott nitrogén tartalma</i>	87
6. KÖVETKEZTETÉSEK	96
7. ÖSSZEFOGLALÁS	98
SUMMARY	99
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	100
IRODALOM	101

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

Magyarország természeti erőforrásai a természetföldrajzi adottságokból következnek. Ezen adottságok közül első helyen kell említeni a termőtalajt, amely közvetlenül is erőforrásként értelmezhető. Hazánk természetföldrajzi adottságai nagy területen teszik lehetővé a mezőgazdasági, és ezen belül is a szántóföldi művelést. STEFANOVITS (2004) szerint a termőföld megbecsülésének mai helyzete kettős, mert várhatóan megnő a talajnak, mint tőkének az értéke, ugyanakkor a természetes környezet épségének fenntartás érdekében és a nemzetközi előírásoknak megfelelően a termőföld egy részét ki kell vonni a szántóföldi művelésből, és másképp kell hasznosítani. Az ésszerű, EU-konform talajhasználat legfontosabb feladatai közé tartozik a talajdegradációs folyamatok (mindenekelőtt az erózió) megelőzése és mérséklése (VÁRALLYAY 1997; 1999), hiszen VÁRALLYAY (2001) szerint napjainkban 80–110 millió m³ humuszos feltalaj pusztul le évente Magyarországon.

A talajerózió a jelenkori felszínfejlődés egyik legmeghatározóbb folyamata különösen mezőgazdasági területeken. A nemzetközi tudományos közvélemény kezdetben elsősorban a felületi rétegerózió hatását vizsgálta (KIRKBY és MORGAN 1980; SAVAT 1977; SCHMIDT 1979; RICHTER és NEGENDANK 1977), mivel úgy tűnt, hogy ennek lepusztító hatása a legjelentősebb. A nyolcvanas évektől kezdve a figyelem fokozatosan a vonalas erózió felé fordult, mivel bebizonyosodott, hogy ennek romboló, anyagmozgató és domborzatalakító szerepe az esetek egy részében lényegesen nagyobb lehet, mint a felületi rétegerózióé (PROSSER és ABERNETHY 1999; VANDEKERCKHOVE et al. 2001a; GYSSELS et al. 2002; NACHTERGAELE et al. 2001; VANDEKERCKHOVE et al. 2001b). Arid és szemi-arid területeken ez régóta nyilvánvaló volt, a humid, illetve szubhumid területeken azonban csak az utóbbi időben vált bizonyítottá. Ennek ellenére az európai erózió kutatásban – csakúgy mint hazánkban (KERTÉSZ és CENTERI 2006) – a mai napig háttérbe szorul a vonalas eróziós formák vizsgálata (POESEN et al. 2006).

Magyarországon jelentős kiterjedésű területeken található a felszínen olyan üledék, amely érzékeny a vonalas eróziós kártételre. Ezek nagy részén a domborzati és az éghajlati feltételek is kedveznek a vonalas eróziós formák kialakulásának (BULLA 1954). A már kialakult vízmosások felszabdalgják a területet, amelyek így kiesnek a használatból. Mivel „rekultivációjuk” nagyon költséges – és a kiújulás veszélye miatt – csak időleges megoldást jelent, ha pedig – mélyút eredetű vízmosások esetében – az ember másik utat vág, az tovább csökkenti a szántó, vagy legelő területét.

A vízmosások kialakulásában elsődlegesen az emberi tevékenység a meghatározó és jelentős nehézség, hogy e formák fejlődése és szaporodása „magától” nem szűnik meg. A leghatékonyabb védekezési mód a kiváltó okok megszüntetése, ám a már meglévő vízmosásokkal szabdalt térségek hasznosítási gondjaira ez sem ad megoldást. Mindenesetre a napjainkban alkalmazott módszer, a háztartási hulladékkal történő feltöltés a lehető legrosszabb megoldás, mivel ennek egyéb környeztkárosító, szennyező hatásain túlmenően az élővizek is veszélybe kerülnek.

A talajerózió kevésbé közismert, de napjainkban egyre inkább érzékelhető hatása a szedimentáció és az eutrofizáció, amely az ország állóvizeinek nagy részét közvetlenül fenyegeti. Vizsgálataimhoz olyan mintaterületet kerestem, ahol számottevő a vonalas erózió hatása és a vízgyűjtőt elhagyó hordalék mennyisége ismert. E feltételeknek messzemenően eleget tett a Tetves-patak vízgyűjtője, amelyre vonatkozóan korábbi kutatási eredmények is rendelkezésemre álltak.

A terepbejárás tapasztalatai alapján a tervezett vizsgálatokat két kategóriára bontottam:

Egyrészt a közepes méretarányú (vízgyűjtő léptékű) vizsgálatokkal elsődleges céloom a vonalas erózió által lehordott talajmennyiség becslése, illetve a vonalas és a felületi rétegerózió arányának meghatározása volt. A fenti célt szeretném a közelmúlt (kb. 40 év) időtárvlatában vizsgálni, különös tekintettel az esetleges időbeli változásokra.

További célul tűztem ki egy olyan, a vonalas eróziós formákra kiterjedő osztályozási rendszer megalkotását, amelybe e formák mindegyike besorolható. Ennek segítségével kategorizálni lehet a vízmosásokat, miáltal kártételük számszerűsíthetővé és feltérképezésük jelentősen egyszerűbbé válik. Ezen túlmenően az osztályozási rendszer kellő támpontokat adhat a vonalas eróziós formák kialakulása elleni védekezéshez, illetve a már meglévők megszüntetéséhez.

Másrészt a nagy méretarányú vizsgálatok során arra a kérdésre kerestem választ, hogy egyes, kiválasztott vízmosásokban hogyan történik az anyagmozgás, e vízmosások miként fejlődnek, milyen morfológiai paraméterekkel rendelkeznek, illetve milyen szerepet játszanak a felszíni lefolyásban, illetve a lefolyó vízben oldott anyagok elszállításában.

További kérdés, hogy az eltérő morfológiai adottságok különböző lefolyás beltartalmakat okoznak-e.

Mindezekon kívül a vonalas erózióval kapcsolatban használatos magyar fogalmak és kifejezések áttekintését és rendszerezését is feladatommak tekintettem.

2. KUTATÁSI ELŐZMÉNYEK ÉS FOGALOMMEGHATÁROZÁSOK

2.1. A talajerózióról általában

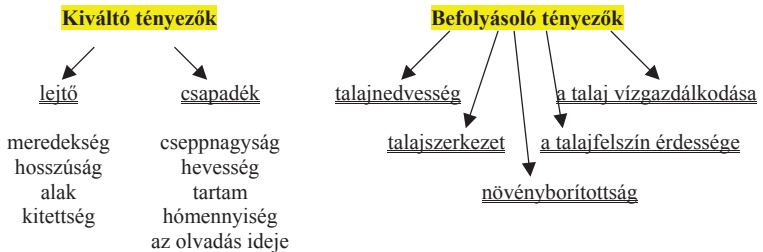
„Gyakran a mennyürből iszonyú víz-tábor özönlik,
s hajt vak esőekkel elegy haragos zivatart a habokból
sűrűsödött felleghalmaz; ránk hull a nagy égbolt,
vájja a víg veteményt, ökrök munkája gyümölcset
vészes özön; telnek föl az árkok, a mély folyamagyak
zúgva dagadnak, forr torló tarajával a tenger.”

Vergilius: *Georgica*

A talajerózió első szépirodalmi, egyszersmind szakirodalmi leírása VERGILIUS tan-költeményében olvasható. Azóta sokan és sokféleképpen fogalmazták meg e folyamat definícióját. A talaj víz vagy szél általi elhordása, a talajerózió, tágabb értelemben véve felszínfejlődési folyamat, a lejtős tömegmozgások és a mállás mellett a denudáció egy fajtája (PÉCSI 1967). Tágabb értelemben tehát a talajerózióhoz soroljuk a talaj termékenységét csökkentő valamennyi folyamatot. Az általános szóhasználat szerint talajpusztuláson mégis a talajnak a víz és a szél mechanikai hatására történő elszállítását értjük. Ezen belül is a szél puszító hatását deflációnak, a vizét (talaj)erózióknak nevezzük (KERÉNYI 1991).

Az ember megjelenése óta e természetes folyamat rendkívüli mértékben felerősödött (KERTÉSZ 2001). STEFANOVITS et al. (1999) osztályozása szerint a természetes körülmények között végbemenő eróziót geológiai, míg az emberi tevékenység hatására módosuló erózió a gyorsított talajpusztulásnak nevezzük. Magam a továbbiakban az erózió fogalmán a gyorsított talajpusztulást értem. A talajerózió által okozott talajvesztéség nemcsak a növényzetet és a tájat érinti károsan, hanem bizonyos esetekben közvetlenül a településeket is veszélyezteti (SAUNDERS 1987).

STEFANOVITS (1971) szerint a víz által okozott talajerózió folyamatában kiváltó és befolyásoló tényezők a tényezőket különböztetünk meg. A kiváltó tényezők szolgáltatják a folyamathoz szükséges energiát, míg a befolyásoló tényezők ennek „hasznosulását” szabályozzák (*I. ábra*).

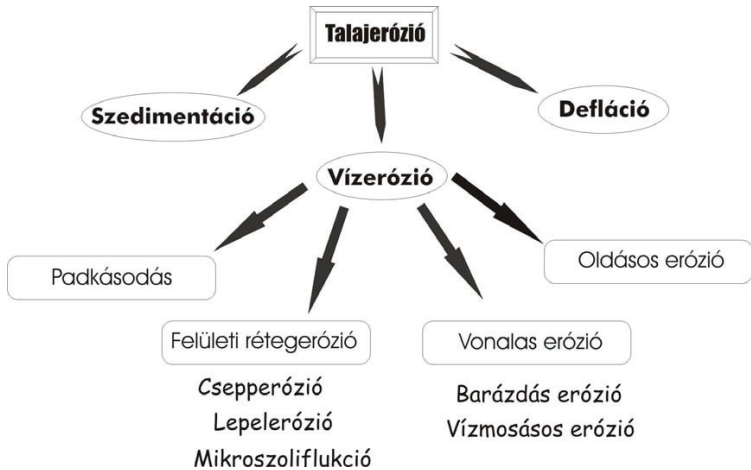


1. ábra A vizeróziót kiváltó és befolyásoló tényezők (STEFANOVITS et al. 1999)

Az eróziót befolyásoló tényezők szoros kölcsönhatásban vannak egymással. Ezen összetett probléma egyik lehetséges megközelítése a talaj víznyelésének és vízáteresztésének vizsgálata. Víznyelésen azt a folyamatot értem, amikor a víz a felszínről a talajba, annak mélyebb rétegei felé halad. VÁRALLYAY (1989a) megfogalmazása szerint a talaj a szilárd fázisát alkotó szemcsék polidiszperz halmaza igen változatos méretű, alakú és térbeli elrendeződésű pórrendszer vázát alkotja. E pórrendszer révén a talaj válhat hazánk legnagyobb természetes víztározójává, felső 1 m vastagságú rétege 30–35 km³ vizet, az évi csapadékmennyiség felét lenne képes tárolni (VÁRALLYAY 2004). A víznyelés intenzitását számos tényező befolyásolja, pl. a talajfelszín állapota, a felszínborítás, a talaj jellemzői, porozitása, hidraulikus vezetőképessége és aktuális nedvességtartalma (CHOW et al. 1988). Egy felszínközeli tömődött réteg, vagy a felszín kérgesedése jelentősen lecsökkenti a talaj víznyelését, miáltal fokozza az eróziót (VÁRALLYAY 1989b) és időszakos vízmosások, vagy barázdák képződéséhez vezethet (VALCÁRCEL et al. 2003). A talajok víznyelése csak bolygatatlan szerkezetű mintákon mérhető, csupán a talajok mechanikai összetétele alapján semmiféle következtetés nem vonható le azok szerkezetéről és vízgazdálkodásáról (VÉR 1982).

Azon kívül, hogy a talaj rendkívül lassan kialakuló, termékeny felső rétegét pusztítja le, az erózióknak komoly negatív hatása van az erodálódó területen kívül, gyakran attól távol is („off-site effect”). A lehordott talaj és tápanyag ugyanis a vízfolyásokba, tavakba jut, ott hordalék- és szervesanyag-felhalmozódást és eutrofizációt okozhat (TÓTH 2004), illetve jelentősen csökkentheti a sankolók (hordalékfogók) kapacitását (VERSTAETEN et al. 2003).

Az eróziót kiváltó és befolyásoló tényezők együttes hatására fellépő talajpusztulás különböző formákban jelentkezhet. Ezeket –az irodalomban leggyakrabban használt elnevezéseket és csoportosítást alapul véve – a 2. ábrán mutatom be.



2. ábra A talajerózió formái

E formák egyedi megjelenése csak kivételes esetekben figyelhető meg, sokkal jellemzőbbek az összetett eróziós folyamatok, amelyekben több eróziós forma egymással párhuzamosan jut szerephez. Jelentősége miatt a szedimentáció mint a folyamat végeredménye is feltétlenül ide sorolandó.

Az eróziós formák részletekbe menő vizsgálatának kiterjedt irodalma van mind hazánkban (STEFANOVITS 1971, 1992; STEFANOVITS et al. 1999; KERÉNYI 1991; TÓTH 2004; CENTERI 2002 etc.), mind külföldön (KIRKBY és MORGAN 1980; BERGSMAN 2000 etc.). Magam azonban – a dolgozat témaválasztásának megfelelően – a továbbiakban a *vonalas erózió*val foglalkozom részletesen.

2.2. A vonalas erózió

A vonalas eróziót a talajfelszínen összefolyó víz koncentrált mozgása idézi elő. Így az összefüggő vízlepelnél nagyobb tömegű és energiájú vízfolyások alakulnak ki, amelyek

belevágódnak a felszínbe (STEFANOVITS 1971). A képződött barázdák bevágódása minden újabb csapadékesemény alkalmával folytatódik.

A vonalas formák szerepe az erózió folyamatában nem csak a hordalék forrásaként nyilvánul meg, hanem sokkal inkább a máshonnan származó hordalék (felületi rétegerózió) szállításában (PINCZÉS 1968; WISCHMEIER 1977). FITZPATRICK (1986) arra hívja fel a figyelmet, hogy míg a felületi rétegerózió által szállított hordalék általában a lejtő alján szedimentálódik, addig a vonalas erózió által szállított hordalék gyakran eljut a vízfolyásokba és tavakba, s felgyorsítja ezzel azok eutrofizációját.

Fontos azonban tisztázni, hogy a felszínen lefolyó víz időszakosan, csapadékok hatására jelenik meg a talaj felületén vagy állandó vízfolyással állunk szemben. Ez utóbbi esetben – különösen a nagyobb folyóknál, folyamoknál – az egyes csapadékesemények befolyásolják ugyan a vízhozamot, de nagyobb változást nem okoznak a vízfolyás életében. Az állandó vízfolyások mederalakító tevékenysége szigorú értelemben szintén a vonalas erózió fogalomkörébe tartozik, azonban ezt az összetett és meglehetősen bonyolult folyamatot inkább folyóvízi medererózióként definiálják és külön témakörként kezelik mind a hazai kutatók, mind a külföldiek (KÁDÁR 1954a; LOVÁSZ 1972; SOMOGYI 1974; POESEN és HOOKE 1997; SCHWEITZER 2001; THOMA et al. 2005).

Dolgozatom további részében magam is ezt a kategorizálást követem, tehát a vonalas erózió fogalmán kizárólag az időszakos, eseti vízfolyások erodáló munkáját értem.

2.2.1. A vonalas erózió megjelenési formái

A vonalas eróziót kiváltó hatások tehát lényegében ugyanazok a mikrobarázdánál, mint egy több száz méter hosszú vízmosásnál, azonban az elhordott talajmennyiség, illetve az ellenük való védekezés alapján fokozatokat különíthetünk el (JAKAB 2006).

STEFANOVITS et al. (1999) szerint, amíg a kialakult vonalas eróziós forma szintvonal menti talajműveléssel eltüntethető, addig barázdának hívjuk. A vízmosásos erózió már nem csak, hogy nem tüntethető el művelőeszközökkel, hanem a gépek számára is átjárhatatlan.

THYLL (1992) csak zárójelben nevezi a folyamatot vonalas erózióként; tanulmányában az – igen találó – mélységi erózió kifejezést használja. Felosztása szerint három kategóriát különböztethetünk meg. A barázdák nem érik el a 0,5 m mélységet, míg az eróziós árkok akár 3 m mélyek és 8 m szélesek is lehetnek. Megítélésem szerint ezek az értékek sokkal inkább a vízmosásokra jellemzőek, bár e legfejlettebb forma, a vízmosás és az árok közötti határt nem definiálta a tanulmányban.

KERÉNYI (1991) a Bodrogkeresztúri-félmedence vonalas eróziós formáinak térképezésekor szintén három kategóriát állított fel. Barázdának nevezi az 50 cm-nél sekélyebb formákat, az ezt a mélységet meghaladókat eróziós ároknak és eróziós szakadéknak. Az árok és a szakadék közötti választóvonalat gazdaságossági alapon húzza meg. Eszerint az árok megszüntetése (falak bedöntése, feltöltés) még gazdaságos, a szakadékot azonban már nem lehet rentábilisan eltüntetni (KERÉNYI 1986). Ez az osztályozás csaknem megegyezik SALAMIN (1980) rendszerével, aki azonban egy negyedik kategóriát is meghatározott, amelyet mikrobarázdás erózióknak nevez. Ez a legkisebb – pontosan nem definiált – vonalas eróziós forma a szerző szerint magától megszűnik, záródik. E kijelentés vitatható és ellentétes a többi szerző által ismertetett folyamatokkal.

BOROS és BOROSNÉ (1980) a Nyírségről megjelent munkájában eróziós barázdákról ír, a 140 cm széles és 57 cm mély forma esetében az óriásbarázdá kifejezést használja.

BUTZER (1986) szerint a legkisebb vonalas forma az eróziós barázdá, amely 1–2m széles és fél méter mély. Általában nincsenek határozott falai és – a szántóföldek kivételével – növényzettel borított. Eróziós árokként azokat a formákat említi, amelyek kellően nagyok ahhoz, hogy légifotón is azonosíthatóak legyenek. Ezek mérete – mind szélességüket, mind mélységüket tekintve – 1–15 m. Meglepő módon a vízmosás fogalmát az állandó vízfolyáshoz köti, vagyis gyakorlatilag patak völgyként definiálja. Megállapítása szerint e formák elkülönítése a gyakorlatban nehézséget okozhat, de támpontként közli, hogy míg az eróziós árkok és vízmosások a vonalas erózió eredményei, addig a barázdák átmenetet képeznek a vonalas, és a felületi rétegerózió között. A tanulmányban még felbukkan az öregbarázdá kifejezés, amely a barázdánál nagyobb formát jelöl, ám pontosabb leírása nincs.

LÓCZY és VERESS (2005) szintén a barázdá, árok, vízmosás rendszert használja, ám a kategóriák egyértelmű elkülönítése itt sem megoldott. Alkalmazzák viszont a külföldi irodalomból átvett „badland” kategóriát, amelyet „felárkolt földek”-nek fordítottak. E kategóriában a – főként vonalas – erózió kártétele olyan méreteket ölt, hogy nagy területek válnak felszabdalt, kopár, gyorsan pusztuló felszínekké. E meglehetősen összetett folyamat csak közvetve illeszthető a vonalas erózió tárgykörébe, ezért itt csak a megemlítésére szorítkozom.

GÁBRIS et al. (2000) angol nyelvű tanulmányukban a vonalas eróziós formák fejlődésében a vízmosásnál fejlettebb utáni stádiumot „ravine”-nak, azaz szakadéknak nevezik. Szerintük a két forma között a bevágódás mélysége a határ, pontosabban az, hogy esetükben a bevágódás elérte-e a kb. 10 m vastag löszréteg alatt található homokkővet.

A SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA (2001) a következőképpen definiálja a vízmosást: „Erózió által kialakított csatorna, amelyet a felszínen koncentráló, időszakos vízfolyás hoz létre, általában heves esőzések idején, vagy azokat követően. Elég mély ahhoz, hogy akadályozza a hagyományos talajművelést és ezen eljárásokkal meg sem szüntethető.”

A külföldi szakirodalom a vízmosásokon belül megkülönböztet még egy kategóriát, amely mélységét tekintve az eróziós barázdák csoportjába tartozhatna, de egyéb paraméterei, szélessége és főleg a talajelhordásban játszott kiemelkedő szerepe miatt a vízmosások egy változata. Az angolul ephemeral gully-ként ismert formát időszakos vízmosásként fordíthatjuk magyarra. A SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA (2001) megfogalmazása szerint az időszakos vízmosás: „A felszínen koncentráló vízfolyás által létrehozott kicsiny csatorna, amely a hagyományos talajműveléssel könnyen eltüntethető és csak újabb csapadék hatására formálódik újra, ugyanazon a helyen.” Az időszakos vízmosás és a klasszikus vízmosás közötti legfontosabb különbség, hogy az előbbi csak időlegesen létező forma.

Ugyancsak a vízmosások csoportjába tartozik a vonalas erózió azon megjelenési formája, mely a bevágódott, közel függőleges falú felszíni formákhoz (mélyút, terasz, folyópart) kötötten jön létre. Kialakulásában – a klasszikus vízmosásokkal ellentétben (ahol a felszíni lefolyás nyírófeszültsége meghaladja a talajra jellemző kritikus értéket és ezért indul meg a bevágódás) a nagy szintkülönbség és az ebből adódó nagy energiájú felszíni lefolyás játssza a főszerepet, jellemzően hátravágódással fejlődnek a lejtőn fölfelé haladva (VANDEKERCKHOVE et al. 2000.). Az ebbe a típusba tartozó vízmosásokat angolul „bank gully”-nak nevezik, ami magyarra parti vízmosásként fordítható.

BERGSMAN (2000) az eróziós barázda maximális mélységét 20–30 cm-ben határozza meg, ami az elfogadott definíció szerint a hagyományos művelés mélysége. Az azonban nem tisztázott, hogy pontosan ki, mit ért hagyományos művelés alatt. BOCCO (1991) a vízmosás és a barázda közti határt 50 cm mélységben adja meg. Az angolszász irodalomban az a szemlélet is létezik, ami szerint az eróziós barázda és a vízmosás a keresztmetszvény mérete alapján különíthető el. POESEN (1989) szerint ez a határérték 1 négyzetláb (= 929 cm²). Mindezek ellenére és a folyamat összetettsége miatt a mai napig sincs széles körben elfogadott határozó bélyeg, vagy határérték a barázda és az időszakos vízmosás elkülönítésére (NACHTERGAELE et al. 2002).

Az eróziós árkokat LÓCZY és VERES (2005) keresztmetszetük alakja szerint kategorizálta: A „V”, „U”, tál és trapéz alakú árkokat különböztették meg. A szerzők

szerint a keresztmetszet alakja a kőzet- és talajféleség függvénye. Ennek ellentmond, hogy a vízmosások egy részében a keresztmetszet alakja szakaszonként változik, illetve nem ritkák az azonos kőzeten, egymás mellett megjelenő, eltérő morfológiájú vonalas eróziós formák (TÓTH et al. 2001).

Külön kategóriaként kell megemlíteni az emberi tevékenység (legeltetés, közlekedés stb.) hatására keletkezett vonalas felszíni formákat. E tekintetben jelentős szerepe volt az állatok vonulási útvonalának, a csordajárás komoly eróziós veszélyforrást jelentett a meredekebb hegyoldalakon (SCHWEITZER és TINER 1996; STEFANOVITS et al. 1999; KERTÉSZ 2004). A másik, a múltban is jelentős szereppel bíró, ember által előidézett vonalas eróziós forma a földutakhoz kapcsolódik (KERTÉSZ 1984; GÁBRIS et al. 2000). A lejtőre többé-kevésbé bemélyülő földutakat VANWALLEGHEM et al. (2003) külön vízmosás típusként vizsgálják.

OLIVEIRA (1990) a vízmosásokat képződésük módja szerint osztályozta és három típust különböztetett meg.



1. kép Beszakadt szuffúziós járat a Tetves-patak vízgyűjtőjén.

1. Bevágódó típus, ahol a felszíni, koncentrált vízfolyás energiája meghaladja a feltalaj nyírófeszültségét, miáltal a vízfolyás belevág a talajfelszínbe.

2. Alagosodásos típus, ahol a felszín alatti lefolyás oldó és hordalékszállító hatása miatt szuffúziós járatok jönnek létre. Ezek előbb-utóbb beszakadnak és nyitott vízmosássá alakulnak (KÁDÁR 1954b; ÁDÁM 1969; KERÉNYI és KOCSISNÉ 1990) (1. kép). Hordalékszállításuk egy löszös kisvízgyűjtőn belül elérheti a 80%-ot (ZHU et al. 2002).

3. Vegyes típus, ahol mindkét folyamat a lejtő eltérő szakaszain

párhuzamosan zajlik, majd a kialakult formák összekapcsolódva vízmosássá fejlődnek.

BETTS et al. (2003) Új-Zélandon végzett kutatásaik során újabb, eltérő képződésű vízmosás-kategóriát állítottak fel: az általuk vizsgált formák jelentős részénél a felszíni

bevágódás csak másodlagos folyamatként jelentkezett, a meghatározó a csuszamlás, illetve a szoliflukció volt.

A vízmosások a talajpusztulásban elfoglalt szerepük, általánosabban a szállított hordalék mennyisége alapján aktívak, vagy inaktívak lehetnek. Ez az osztályozás csak időbeli szakaszt jelöl, hiszen minden vonalas eróziós formának szükségszerűen van (volt) aktív periódusa. SIDORCHUK (1999) szerint egy átlagos vízmosás élettartamának kb. 5%-át tölti aktívként, mielőtt átlépne az inaktív periódusba. Az irodalomból jól ismert tény a vízmosások aktivitásának periodikus, vagy rendszertelen váltakozása (GÁBRIS et al. 2000). Az inaktív forma hordalékszállítása jelentősen lecsökken, ezért benne megindul a növények megtelepedése. Az élő és holt növények tovább szűrik a vízmosásban mozgó vizet, azaz a hordalékszállítás jellemzően az oldott anyagok szállítására korlátozódik. OOSTWOUW WIJDENES et al. (2000) meghatározták a vízmosás, közelebbről a vízmosás völgyfőjének aktivitását jelző szimptómákat, amelyeket az *1. táblázat*ban mutatok be.

Aktív völgyfő jellemzői	Inaktív völgyfő jellemzői
Éles peremek	Lekerekített peremek
Üst megléte	Üst hiánya
Alávágódás	Egyenletes lejtésű fej
Repedések megléte	Nagyon kicsi vízgyűjtő terület
Friss szediment	Vegetáció a falakon, a fejen
Vízfolyás nyomai	
Szuffózió	

1. táblázat. Vízmosás völgyfők aktivitásának ismérvei. OOSTWOUW WIJDENES et al. (2000) nyomán

BILLI ÉS DRAMIS (2003) Etiópiában végzett kutatásai alapján a vízmosások morfológiája alapján dolgoztak ki egy osztályozási rendszert, mely az alábbi két csoportra osztja az általuk mért vízmosásokat:

- Folyamatos
- Szakaszos

DUCK (1969) a talpas eróziót a vonalas erózió egyik típusaként jelöli meg. E folyamat a szántott réteg teljes átázás utáni lepusztulását jelöli, ami a barázdák

oldalazásának hatására, megy végbe, s ezzel az eketalpréteg kerül a felszínre. Igaz, hogy a talpas erózió esetében a talajpusztulás nem csak a felszínen, hanem a mélyebb rétegekben is hat, azonban jellemzően felületi megjelenése miatt inkább a felszíni erózió részeként fogható fel (THYLL 1992).

Külön kategóriát lehet felállítani a vonalas eróziós formák kialakulásának helyszínei alapján is. Pl. barrankónak eredetileg a Pico de Teyde vulkán lejtőin kialakult vízmosásokat nevezték, ma már a világon mindenütt így nevezik a vulkáni hegyek oldallejtőit felszabdáló vízmosásos eredetű árkokat (VERESS 1997).

Ahogy a vázolt definíciókból is kitűnik, nincs elfogadott, mindenki által használt nevezéktan a vonalas erózió terén. Az eróziós barázda és a vízmosás kifejezéseket nagyon gyakran egymással felcserélhető értelemben használják mind a nemzetközi (BULL és KIRKBY 1997), mind a magyar irodalomban (JAKAB 2006).

2.2.2. A vonalas erózió mérésének lehetőségei

LIGETVÁRI és SZALAI (1994) a következő mondatokkal indokolja az országos eróziós megfigyelő rendszer létesítésének jelentőségét: „Magyarországon is, a világ sok országához hasonlóan, az erózió károsító hatásának vizsgálata megrekedt részben az elméleti munkánál, részben a jelenségek regisztrálásánál, érzékelésénél. Így a számszerű információk is korlátozottan állnak rendelkezésre, mind az erózió mértékére, mind a lehordott talaj mennyiségére vonatkozóan.” Megállapításaik különösen igazak a vonalas erózió tekintetében.

A mérések elsődleges célja, hogy a lejátszódó folyamatokat megértsük, és számszerűsíteni tudjuk (KIRKBY et al. 2003). A már megismert folyamatok alapján jó közelítéssel becsülhetővé válnak a vonalas eróziós formák valószínű megjelenési helyei (DEMSET et al. 1999; VANDAELE et al. 1996). A kulcsmozzanatok törvényszerűségeit felhasználva számítógépes modellek is születtek a vonalas erózió előre jelzésére és mértékének becsülésére (SIDORCHUK 1999; KIRKBY és BULL 2000; SOUCHÈRE et al. 2003). Napjainkig csak az időszakos vízmosások folyamatainak becsülésére kidolgozott EGEM (Ephemeral gully erosion model) modell (USDA SOIL CONSERVATION SERVICE 1992; CAPRA et al. 2005) és a LISEM (Limburg Soil Erosion Model) (STOLTE et al. 2003; HESSEL és VAN ASCH 2003) használata terjedt el széles körben. Magyarországon a talajeróziós mérésekkel kapcsolatban – visszavonásáig – a MSZ/T 20133:2000 adott iránymutatást. E szabvány a felületi rétegerózióval kapcsolatos parcellás méréseket

egységesítette, azonban a vonalas erózió mérésével kapcsolatban semmilyen támpontot nem adott. Standardizált mérés technika a vízmosságok viselkedésének és fejlődésének vizsgálatára nemzetközi szinten sincs (POESEN et al. 2003). Az irodalomban fellelhető fontosabb kutatási módszereket az alábbiakban foglalom röviden össze.

Alapvetően két csoport különíthető el: az „in situ” és a modellezett vizsgálatok. Az „in situ” vizsgálatok során a természetben lejátszódó folyamatokat kísérjük meg leírni. E módszerek az átfogott időtávot illetően három nagy csoportra bonthatók, úgymint:

- rövidtávú vizsgálatok (5 évnél rövidebb idő)
- középtávú vizsgálatok (5–50 év)
- hosszútávú vizsgálatok (50 évnél hosszabb idő)

Rövidtávú vizsgálatok

A rövidtávú vizsgálatok nagy előnye, hogy a megválasztott mérés technika használatával mérhetőek a vonalas eróziós folyamatok, a legtöbb esetben saját mérési eredményeket hasonlíthatunk egy más időpontban, de ugyanolyan körülmények között végzett saját mérés eredményeihez. Hátrányuk, hogy a kevésbé gyors változásokat a rövid időtáv miatt csak nehezen és jelentős hibával tudják leírni. E csoportba sorolható az egy csapadékesemény vagy néhány hónapos időszak által létrehozott barázdák és időszakos vízmosságok leírása, térképezése (BOROS és BOROSNÉ 1980) és mérése (VANWALLEGHEM et al. 2003), vagy közvetlenül az erodált talaj mennyiségének mérése (GYSELSELS et al. 2002). A vízmossáson belül felállított csapadékkal mintázhatóvá válik a vízmosság különböző szakaszain áthaladó felszíni elfolyás és talajelhordás (TÓTH et al. 2001; MADARÁSZ et al. 2003).

A vízmosság kitüntetett pontjainak adott időközönként relatív vagy abszolút mérése képet ad a morfológiai változásokról. Ilyen kitüntetett pont lehet a legaktívabb hátravágódás helye, a völgyfő, illetve az oldalfalak felső élei stb. (VANDEKERCKHOVE et al. 2003). Relatív mérés esetén a közvetlen környezetben található viszonyítási alaphoz végezhető a mérés, pl. vízmosság szélessége, mélysége, a keresztmetszeli nagysága stb. (VANDEKERCKHOVE et al. 2000). Egy elfogadott relatív mérési módszer szerint a vízmosság falába közel vízszintesen rudakat rögzítenek, amelyeken pontosan ismert a talajból kilógó rész hossza. A fal pusztulásával, illetve hátravágódásával ez a hossz folyamatosan növekszik és egyértelműen mérhetővé teszi a lepusztulás nagyságát (OOSTWOUDE WILDENES et al. 2000; HESSEL és VAN ASCH 2003; BETTS et al. 2003). Az abszolút mérések esetében a

kitüntetett pontok helyét egy széles körben elfogadott, nagyobb területet lefedő térképészeti rendszerben adják meg. E módszer nagy előnye, hogy lehetőséget nyújt akár évtizedekkel későbbi, vagy más kutatók által végzett mérésekkel történő összehasonlításra. A méréseket leggyakrabban geodéziai műszerekkel (lézeres totálmérő állomás) vagy nagy pontosságú GPS használatával végzik (YONGQIU és CHENG 2005). Elterjedt a távérzékelés, a nagy-felbontású légifelvételek alapján történő fotogrammetriás eljárások alkalmazása a vonalas eróziós formák leírására (PROSSER és ABERNETHY 1999; DABA et al. 2003; BETTS et al. 2003) vagy az azokból hiányzó talaj (és/vagy az alapkőzet) mennyiségének meghatározására (RIES és MARZOLFF 2003).

A fent vázolt technikákon kívül számos megoldást alkalmaztak a vonalas erózió folyamatának rövid távú mérésére, de ezek egyelőre nem váltak széles körben elfogadottá.

Középtávú vizsgálatok

A középtávú vizsgálatok eredményeként olyan folyamatokat is nyomon lehet követni, amelyek a csak rövid távú mérések esetén rejtve maradnának. Itt már megmutatkoznak a klimatikus szélsőségek, a vízgyűjtő területet érintő területhasználat és felszínborítás változásának hatásai. Az ilyen időtávú vizsgálatoknál a mai állapotot szeretnénk hasonlítani egy múltbeli állapothoz, amelyről csak részleges információkkal rendelkezünk. Ezeknek az információknak a jelentős része csak grafikusán, térképen, vagy légifotón érhető el. Ez esetben tehát elsődlegesen a légifotók, régebbi térképek és a belőlük alkotott domborzatmodellek alapján lehet a vonalas eróziós formák hosszúságában, szélességében, elterjedésében stb. változásokat kimutatni. (MARTÍNEZ-CASANOVAS 2003; MARTÍNEZ-CASANOVAS et al. 2004; VANDEKERCKHOVE et al. 2003).

A vízmosások középtávú múltjáról a közvetlen környezetében található fák, cserjék vizsgálatával is információk gyűjthetők. A dendrokronológiai módszer (VANDEKERCKHOVE et al. 2001) segítségével jó közelítéssel becsülhető a vonalas erózió miatt a kitakart gyökerek levegőre kerülésének ideje, a bedőlt fák hajtásaiból a bedőlés ideje. A fattyúhajtások, az esetleges sebzések és a vízmosás alján, illetve oldalán nőtt fás szárúak szintén fontos támpontot adhatnak a középtávú múlt leírásában.

Ha nem csak egyes vízmosások, hanem nagyobb területek, kisvízgyűjtők tekintetében vizsgáljuk a vonalas erózió szerepét, megbízható eredményeket kaphatunk a Cs-137 módszer alkalmazásával. E módszer segítségével elkülöníthető, hogy a terület kifolyásánál felhalmozott hordalék mekkora hányada származik felületi réteg-, illetve

vonalas erózióból (PLATA BEDMAR et al. 1997; LI et al. 2003). Mivel ez az izotóp csak az atomkísérletek, illetve a csernobili baleset óta található meg a feltalajban és migrációja a hazai talajokon nagyon lassú folyamat (KOBLINGERNÉ et al. 1995), kiváló nyomjelzőként értékelhetjük (HIGGITT 1993).

Hosszú távú vizsgálatok

A hosszú távú vizsgálatok során elsősorban a múltbeli dokumentációkra és térképekre támaszkodhatunk (GÁBRIS et al. 2003; STANKOVIANSKY 2002), illetve a terepen feltárt szelvények szintjeinek kormeghatározása alapján becsülhetjük a lejátszódott folyamatokat (LANG et al. 2003; DOTTERWEICH et al. 2003).

A modellezett vonalas eróziós vizsgálatok esetében egy vagy több tényezőt a megfigyelő határoz meg és általában ennek/ezeknek az egész folyamatra gyakorolt hatását próbálja mérni. Az ilyen vizsgálatok történhetnek terepen, vagy laboratóriumban. A terepi vizsgálatok során leggyakrabban a csapadék (CSEPINSZKY és JAKAB 1999; SZÜCS et al 2006), vagy a koncentrált felszíni lefolyás az a tényező, amelyet a megfigyelő határoz meg és idéz elő.

A fent vázolt kutatási módszereken kívül – amelyek közvetlenül a vonalas erózió folyamatát vizsgálják – elfogadott módszer a talajok fizikai, kémiai tulajdonságainak, a domborzat, s általában a vízmosás szűkebb környezetének vizsgálata. A nyert eredmények összevethetőek a területen jellemző vonalas eróziós formák gyakoriságával és tulajdonságaival. E közvetett módszerek segítségével előre jelezhetővé válik a vonalas erózió.

2.2.3. Hazai kutatások

PÉCSI (1955) a Dunaalmás és Nyergesújfalu közötti a völgyfejlődést tanulmányozva, különös figyelmet fordított a vonalas eróziós formákra, amelyeket elhelyezkedésük és morfológiájuk alapján két nagy csoportba sorolt. Az első csoportba tartozók nagyobb völgyekbe, vagy a Dunába vezetik a kisvízgyűjtők vizeit. Ezeknek a völgyfőjüktől a torkolatukig összefüggő, több méter mély árkuk van, és mivel általában löszben keletkeztek, meredek falúak. A második csoportba tartozó vízmosásos árkok nem kapcsolódnak közvetlenül valamely völgyhöz, hanem hosszabb-rövidebb nagy esésű lejtőszakaszokon, lelhetők fel.

A Tokaji-hegy vonalas eróziós formáit és a talajpusztulás mértékét PINCZÉS (1968) vizsgálta. Munkájában hossz-szelvényt közöl egy vonalas erózió által kiformált aszövőlgyről. Az ábrán feltünteteti a löszvölgy talpát és peremét. A völgytalpon megjelenő 1–10 m-es lépcsőkkel kapcsolatban kijelenti, hogy azok mérete nem elsősorban a lefolyó víz mennyiségével, hanem főleg az esésviszonyokkal függ össze. A Tokaj-hegy löszére települt szőlő ültetvények felületi eróziós térképezése során a talajerózió fokozatait a felszín borító barázdák száma és kiterjedése alapján különítette el (PINCZÉS 1980).

Mérés helye	Kitettség	Lejtés °	Térképezett terület m ²	Talajveszteség m ³	Erózió mértéke m
Tímár parabolabucka	Ny	7-9	400	0,56	0,00140
Tímár parabolabucka	É	7-9	2376	2,55	0,00107
Tímár szélbarázda	K	7-10	2304	3,50	0,00151
Tímár parabolabucka	D	7-9	2280	0,45	0,00019
Tímár – Szabolcs között	D	5-8	3250	0,35	0,00010
Tímár – Szabolcs között	Ny	3-6	3564	1,59	0,00044
Görögzállás szélbarázda 1	K	3-5	1836	0,04	0,00002
Görögzállás szélbarázda 2	É	2-3	3600	0,85	0,00023
Görögzállás szélbarázda 3	Ny	3-4	3380	0,61	0,00018
Görögzállás szélbarázda 4	D	2-3	2484	0,51	0,00020
Nyírtelek	ÉK	2-3	3168	1,71	0,00053
Tímártól D-re	ÉNy	3-6	1375	2,10	0,00152

2. táblázat. A vonalas olvadékvíz-erózió pusztításának mértéke a Nyírség ÉNy-i részén 1979-ben (BOROS és BOROSNÉ 1980 szerint)

A Nyírség területén végzett térképezései során BOROS és BOROSNÉ (1980) az 1979. évi hóolvadás hatására létrejött vonalas eróziós formákat vizsgálta. Tanulmányukban rámutatnak, hogy a lejtőkitettség jelentősen befolyásolja az eróziós barázdák fejlődését. Méréseik szerint a barázdák megjelenése szoros összefüggést mutat a növényfedettséggel és a felszín érdességével. A barázdák kialakulását csak fedetlen és kis érdességű területeken tapasztalták. A barázdák térképezése során mérték azok hosszát és kereszt-szelvényeit, vagyis a térfogat talajveszteséget. Az erózió mértékét területegységre

vetített térfogatos talajveszteségben, azaz a felületi rétegerózióhoz hasonlóan méterben adták meg (2. táblázat). Fontos megállapításuk, hogy a Nyírség általuk vizsgált területein a nyári talajpusztulás mértéke csupán 10–15 %-a volt a téli eróziós károsodásnak.

BOROS (1980) nevéhez fűződik a hazai irodalomban a vonalas eróziós formák térképezésének bevezetése. Térképen ábrázolja a barázdák pontos elhelyezkedését, egymáshoz viszonyított futásirányát, a barázda szélességét és mélységét pedig 5–10 m-enként közli. Helyenként ábrázolja a felszín lejtését és a hordalékkúpok pontos elhelyezkedését valamint formáját is.

STEFANOVITS és VÁRALLYAY (1992) a területegységre jutó vízmosások hosszát vizsgálva három kategóriát állított fel a terület vízmosások általi felszabdaltságát illetően:

- gyengén szabdalt: < 200 m vízmosás/km²,
- közepesen szabdalt: 200–500 m vízmosás/km²,
- erősen szabdalt: > 500 m vízmosás/km².

THYLL (1992) adott terület vonalas erózió általi erodáltságára, osztályozási rendszert dolgozott ki, amely a hiányzó talajmennyiség alapján kategorizál. A vizsgálatot egy 10 × 10 m-es mintaterületen kell elvégezni, s eredményeit ha-ban kell megadni. Eszerint:

- gyengén erodált: < 40 t/ha,
- közepesen erodált: 40-100 t/ha,
- erősen erodált: > 100 t/ha.

Megítélésem szerint a mintaterület mérete kicsi, ezért ugyanazon területről a mintaterület kijelölésének függvényében nagyon szélsőséges eredményeket kapunk. Célszerű lenne a mérést a vizsgált terület növelésével objektívebbé tenni.

GÁBRIS et al. (2000) Szekszárd környékén vizsgálták az 5–10 m vastag lösztakaróba vágódó vonalas eróziós formákat. Az alábbi két alapvető formát különítették el:

1. Függőleges falú vízmosás, amelynek talpa még nem érte el a lösz alatt fekvő homokkő réteget.
2. Továbbfejlődött „V” keresztmetszetű szakadék, amely már belevágott a homokkőbe is.

Vizsgálataik szerint a felmért vízmosások mintegy 10%-a természetes eredetű, 90%-uk létrejöttében, illetve fejlődésében jelentős szereppel bír az emberi tevékenység hatása. Első helyen említik a hegyre vezető földutak szerepét. Méréseik alapján kijelentik, hogy a gumikerek vonalas eróziót indukáló hatása mintegy 100-szor kisebb a vasabroncos kerekekénél. E hatásokon kívül a lejtésnek, a csapadékmennyiségnek és az intenzitásnak

volt meghatározó szerepe. Megállapításuk szerint a vízmosások fejlődése szakaszos, csapadékeseményekhez kötött: adott vízmosás a csekély visszatérési valószínűségű csapadékok között eltelt időben stabil is lehet.

GÁBRIS et al. (2003) a Rakaca vízgyűjtőjén végzett kutatásokban a hosszú távú fejlődésmentet vizsgálták. A II. József kori térképeken rögzített állapottól egészen napjainkig követték nyomon a vonalas eróziós formák fejlődését, ami eredményeik szerint a földhasználattal, illetve felszínborítással áll a legszorosabb összefüggésben.

TÓTH (2004) a vonalas erózió és a felületi rétegerózió arányát a teljes talajlepusztulásban barnaföldön vizsgálta. A MEDRUSH (MCMANON és HAWKES 1999) modell alkalmazásával fedetlen felszínen szimulálta a csapadékok erodáló hatását. Eredményei szerint a vizsgált területen a modell 11/89%-osra becsülte a barázdás/felületi rétegerózió arányát. A szimulált katéna szélességéből adódóan e módszerrel a vonalas eróziós formák közül csak a barázdák talajpusztító hatását lehet számszerűsíteni, hiszen



2 kép. Mesterséges esőztetés hatására kialakult barázdák döngölt löszön, 25% lejtésnél

szélsőséges esetben az egész katéna helyén egy vízmosás szerepelhetne.

CSEPINSZKY talajeroziós vizsgálatait egy 12 m² nagyságú parcellát öntöző eső-szimulátorral végezte (CSEPINSZKY et al. 1998; 1999b). A mérések elsősorban a felületi rétegerózió szerepét, illetve a különböző talajok „K” tényezőjének meghatározását célozták, ám a parcellán esetlegesen kialakuló vonalas eróziós formákat szintén leírták. Vizsgálataik szerint a könnyen erodálódó felszíneken – különösen nagy lejtés esetén – meghatározó jelentősége van a mikrodomborzatnak.

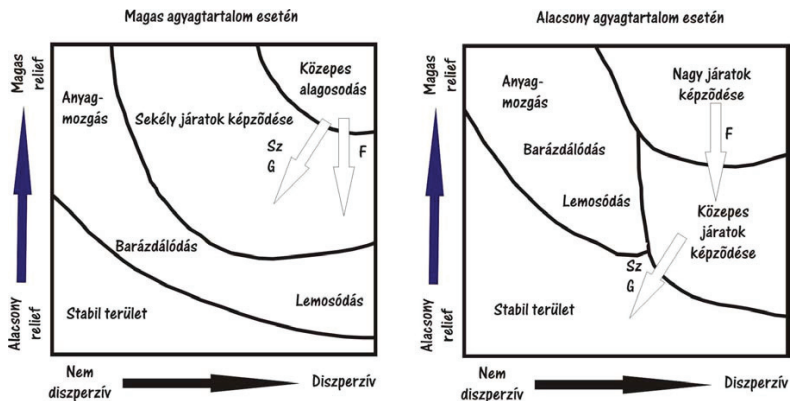
A 2. képen látható mesterséges, döngölt lösz felszínen az esőztetés megkezdése előtt 0,5–1 mm mély mikrobarázdákat írtak le, melyek a

felszín egyenetlésekor keletkeztek. A létesített rézszű lejtése 25% volt. Az esőztetés ideje alatt az egyenetlen felszínen található mikrobarázdákból kiindulva a képen látható

barázdahálózat fejlődött. A parcelláról erodálódott talaj mennyiségét összevetve a barázdákban hiányzó anyagmennyiséggel azt tapasztalták, hogy a mért talajpusztulás 86 %-áért a vonalas erózió a felelős.

JAKAB (2005; 2007) és JAKAB et al. (2005) a Tetves-patak vízgyűjtőjén végezték el a vonalas eróziós formák felmérését. A 140 felmért és térképezett vízmosás adatait adatbázisba szervezték, amelyben szerepelnek a vízmosások 1968 és 1984 évi, térképről és légifotókról származó adatai is. Megállapították, hogy a vizsgált vízgyűjtő legnagyobb talajvesztéseket okozó vízmosásai az időszakos vízmosások, valamint hogy a vízmosások növekedése felgyorsult az 1984 utáni időszakban.

KÓRÓDY (2006) a Mórág–Geresdi–dombság területén készített részletes felmérést a vonalas eróziós formákról. A felépített adatbázis statisztikai elemzésével megállapította, hogy e formák fejlődése roppant bonyolult mechanizmus, amely a legkisebb beavatkozásra is érzékenyen reagál és sem időben, sem térben nem egyéses.



3. ábra. A talajerózió megjelenési formái a talaj diszperzivitásának és a relief nagyságának függvényében, valamint a védekezés lehetőségei F: felszín egyengetés, földmunka, Sz: Szervesanyag pótlás, G: gipszezés FAULKNER et al. (2000) után

Bár egyes pannoniai összletek és különösen a löszös üledékek sajátos geomorfológiai formakincsel rendelkeznek, amit több szerző részletesen elemzett (KÁDÁR 1954b, BORSY 1992), az alagosodás és a vonalas erózió kapcsolata még viszonylag kevésbé tisztázott terület a hazai tudományos életben (BORSY 1992), annak ellenére, hogy több helyütt olvashatunk a szuffúziós járatok beszakadásával keletkező vízmosásokról (KÁDÁR 1945b; ÁDÁM 1969; KERÉNYI és KOCSISNÉ 1990). A nemzetközi szakirodalom az alagosodás

folyamatát a diszperzív és az omlékony üledékekhez köti, vagyis a talajok és kőzetek kémiai tulajdonságai alapján tesz különbséget (3. ábra). Míg az omlékony talajok és kőzetek esetében – mint amilyen a lösz is – a mésztartalom és annak mozgása játszik jelentős szerepet (KERTÉSZ 2003), addig a diszperzív talajok tulajdonságait elsősorban a Na-ion koncentrációja határozza meg (FAULKNER et al. 2003). KERTÉSZ (2004) szoros összefüggést lát a diszperzív talajok és a vízmosások megjelenése között.

2.3. A felszíni lefolyás szállította oldott anyagok hatása a Balaton vízminőségére

A vízmosások erodáló hatásával és a hordalék mozgásával kapcsolatos áttekintés után meg kell emlékezni az oldott formában elszállított anyagokról is, hiszen e folyamat szintén a talajerózió fogalomkörébe tartozik.

A Balaton-project (RICHTER és KERTÉSZ 1997) egyik legfontosabb eredménye volt, hogy az Örvényesi-Séd vízgyűjtőjén végzett mérésekkel bebizonyították, hogy az erodálódott talajnak csak mintegy 2%-a hagyta el a vízgyűjtő területét. Az oldott formában távozó tápanyagterhelés ezzel szemben egy nagyságrenddel nagyobb, mintegy 11-szerese a szilárd hordalék mennyiségének.

A Balaton eutrofizációjának folyamata a racionálisabb műtrágya használat és a partmenti települések csatornahálózatának kiépítése miatt napjainkban lelassult. Az eutrofizáció a LIEBIG törvényen alapul, ami szerint a növények szerves anyag termelését alapvetően az a tápanyag határozza meg, amelyből a növény szükségleteihez képest a legkisebb az utánpótlás.

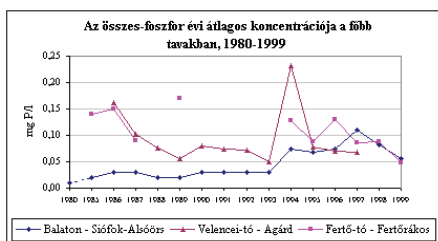
A mérsékelt égövi tavakban leggyakrabban a foszfor a limitáló tényező, előfordulhat azonban nitrogén-, a kovamoszatok esetében szilícium, ritkán szénhiány is. A Balaton esetében nagy töménységük miatt a szén és a szilícium korlátozó szerepe kizárható. A nyugati medencében a nitrogénkötés nagyon intenzív, nyáron több nitrogént juttat a vízbe, mint a többi külső terhelés (DATE MEZŐGAZDASÁGI VÍZ- ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI KAR 1998).

A foszfor és a nitrogén vízbe jutása többféle módon (levegőből, csapadékkal, vízfolyások révén), többféle forrásból, illetve formában (szerves és szervetlen) történhet. Fő forrásuk azonban nagyrészt a vízgyűjtő terület mezőgazdasági, ipari, települési szennyezése. Ezek megszüntetése, illetve mérséklése, vagyis a túlzott tápanyagbejutás megelőzése az eutrofizáció elleni harc egyik módszere (TÓTH 2004).

Az irodalomból jól ismert, hogy a foszfor elsősorban talajrészekhez kötötten, lebegtetett formában mozog (STEFANOVITS 1992; RODE és LINDENSCHMIDT 2001; TERVEZŐ ÉS TANÁCSADÓ AGROBER RT. 1995; DATE 1998), azonban oldódását bizonyos ionok jelenléte és a pH nagyban befolyásolja (WEDEPOHL 1978; LINDSAY et al. 1989). Floridában, in situ körülmények között a felszíni lefolyásban 10 mg/l feletti értékeket mértek, míg a talajvízben 30 mg/l-t meghaladó értékek is előfordultak (CAMPBELL et al. 1995). Az oldott foszfor szorpciója nagyban függ a talaj mechanikai összetételétől (HO és NOTODARMOJO 1995), ennek jelentősége közvetlenül a műtrágyázás után nő meg, mivel a talaj felszínére szórt műtrágya feltárását és eloszlását a talajban a csapadékvíz végzi el. Ha azonban a csapadék nagyobb intenzitású, mint a talaj vízfogadó képessége, megindul a felszíni lefolyás, amely az immár oldott állapotú műtrágyát nem a talajban oszlatja szét, hanem az élővizekbe juttatja.

A Balaton vízminőségéről készült tanulmányában a TERVEZŐ ÉS TANÁCSADÓ AGROBER RT. (1995) a tó foszforterhelését két kategóriára bontja. Az elsődleges, talajhoz kötött foszfor mellett szerepel az egyéb mezőgazdasági eredetű foszfor is, amely az állattartó telepekről, a halastavakból és műtrágyákból származik, illetve oldott formában jut a tóba. Ez utóbbi aránya a déli vízgyűjtő esetében elérheti a 32%-ot.

A DATE MEZŐGAZDASÁGI VÍZ- ÉS KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI KAR (1998) által készített tanulmány szerint az 1980-as évek elején a Balatonba került foszforterhelés felét szállították a befolyó vizek, egynegyedét a tóba ürülő szennyvíztelepek és egynegyede volt diffúz eredetű.



4. ábra. Az összes foszfor évi átlagos koncentrációja a főbb tavakban 1980–1999 (Forrás KöM, 2000)

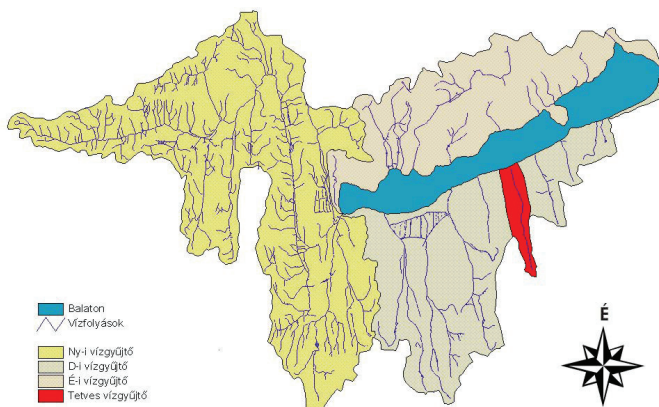
Az algaszaporodás szempontjából az oldott formában bejutó foszfornak, vagy a talajhoz kötött foszfor könnyen oldható formáinak van kitüntetett jelentősége. A 4. ábrán megfigyelhető, hogy az oldott foszfor évi átlagos értékének változása a Balatonban nem mutat szélsőségeket. Az 1980-as években tapasztalt vízvirágzásnak nincsenek csúcsai, az

emelkedés inkább az 1990-es évek közepére tehető, majd az 1997-ben mért csúcs után ismét csökkenés tapasztalható. Igaz, a Balaton eutrofizációjával kapcsolatos intézkedések következtében a tóba jutó foszforterhelés csökkent, ugyanakkor jelentős a változatlan szintű belső (a fenéküledékből visszaoldódó) foszforterhelés mennyisége (NEMZETI KÖRNYEZETVÉDELMI PROGRAM I. 1997). MÁTÉ (1995) szerint a belső terhelés napjainkra meghaladta a belépő foszformennyiség értékét.

3. A TETVES-PATAK VÍZGYŰJTŐJÉNEK JELLEMZÉSE

A Tetves-patak vízgyűjtő területe a Balaton déli részvízgyűjtőjéhez tartozik. A terület É-i része viszonylag nagy kiterjedésű, vizenyős öblözet amelyben a vízmozgás iránya nem pontosan tisztázott.

Az itt tározott víz egy része belefolyik a Tetves-patakba, más része csatornákon keresztül a Balatonba és valószínűsíthető a felszín alatti vízmozgás kapcsolata a Balatonnal a nagy kiterjedésű tőzeg telepek jó vízáteresztése miatt. Ez a tény nagyban megnehezíti a patak vízgyűjtő területének pontos lehatárolását. Az eddig végzett kutatások némelyikében csak a szorosan vett (domborzat alapján lehatárolt) vízgyűjtő területet vették figyelembe (TERVEZŐ ÉS TANÁCSADÓ AGROBER RT. 1995; DEZSÉNY 1982), sokkal gyakoribb azonban az öblözet egy részének, vagy egészének a vízgyűjtőhöz csatolása (DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG 1998; DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG 1985; TÓTH 2004). Munkám során magam is e második lehetőséget választottam, azaz a vízgyűjtő határát a gamási meridionális hát vízválasztóján vezettem a Balatonig. Ez esetben a vízgyűjtő terület kiterjedése 120 km² (5. ábra).



5. ábra A Tetves-patak vízgyűjtője, a Balaton részvízgyűjtőjeként

3.1. A felszín fejlődéstörténete

A Balaton-árok kialakulásának folyamata régóta foglalkoztatja a kutatókat (LÓCZY 1913). A vizsgált területet magába foglaló Külső-Somogy a középsőpleiocén vége felé, a rodániai mozgásokkal került szárazra. Ekkor kis mértékben lejt a még nem túl magas Dunántúli-középhegység felől a Dráva-árok süllyedékei irányába (MAROSI és SZILÁRD 1958). A viszonylag kis reliefenergiájú területen a felsőpleiocén hosszabb időszakában a fluviolakusztikus vízrendszer volt jellemző, ekkor települtek a felsőpannon rétegekre a ferde-, illetve keresztirétegzettségű homoktömegek. A lefutó vizek aztán az alsópleisztocénban feléledt szerkezeti mozgások hatására kialakult ÉÉNy–DDK-i irányú, párhuzamos szerkezeti vonalakba koncentrálódtak és ott merev, egyenes lefutású meridionális völgyeket vágtak a felszínbe (SZILÁRD 1965).

A mai felszíni kép kialakulásának döntő időszaka a középsőpleisztocén végi és az újpleisztocén eleji időszak. MAROSI (1992) az addig publikált elképzeléseket és eredményeket összevető és saját kutatási eredményeivel kiegészített szintézisében a következő megállapítást teszi. A Balaton-árok térben és időben szakaszos süllyedés eredményeként kialakult poligenetikus medence. Egyes részek süllyedése már a pleisztocén közepén megindult és vannak olyan részek, amelyek süllyedése még napjainkban is tart. A tómeder pleisztocén végi kialakulását teljesítette ki a tavi abrázio, amely többek között a külső-somogyi magaspartokat is kiformálta.

Az általánosan elfogadott álláspont szerint a középsőpleisztocén vége felé a Balaton-árok süllyedése olyan méretűvé vált, hogy az átfutó vízrendszer megszakadt. A különböző mértékben feltöltött völgyszakaszokon megkezdődött a völgyi vízváltások kifermálódása és az egymással szembefordult új völgymélyedések kialakítása. A mai formák létrejöttében a lineáris erózió kivül jelentős szerepe volt a Würm időszakában, periglaciális viszonyok között végbement derázios folyamatoknak is. A völgyfejlődés e további menetéről a völgyben megfigyelhető eróziós–derázios völgyvállak tanúskodnak (SZILÁRD 1967).

Belső-Somogyban a magaspartok rétegzett lejtőlész szelvényeit 1–2 cm-es, szögletes dolomit törmelék és a permii vörös homokkő szakaszosan ismétlődő rétegei tagolják. A rétegződés dőlésiránya a Balaton felé mutat. A törmelékanyag valószínű származási helye a Balaton-felvidék. Ebből következően az csak mint hordalékkúp kerülhetett a D-i partra. A dőlésirány arra enged következtetni, hogy az anyag a Balaton-árok besüllyedése után az árok felé irányuló derázios szoliflukcióval az utolsó glaciális

idején halmozódott fel (PÉCSI 1997). A lösz keletkezési idejét a területen SZILÁRD (1967) az utolsó jégkorszakra teszi és leírja az azt tagoló paleotalajokat is.

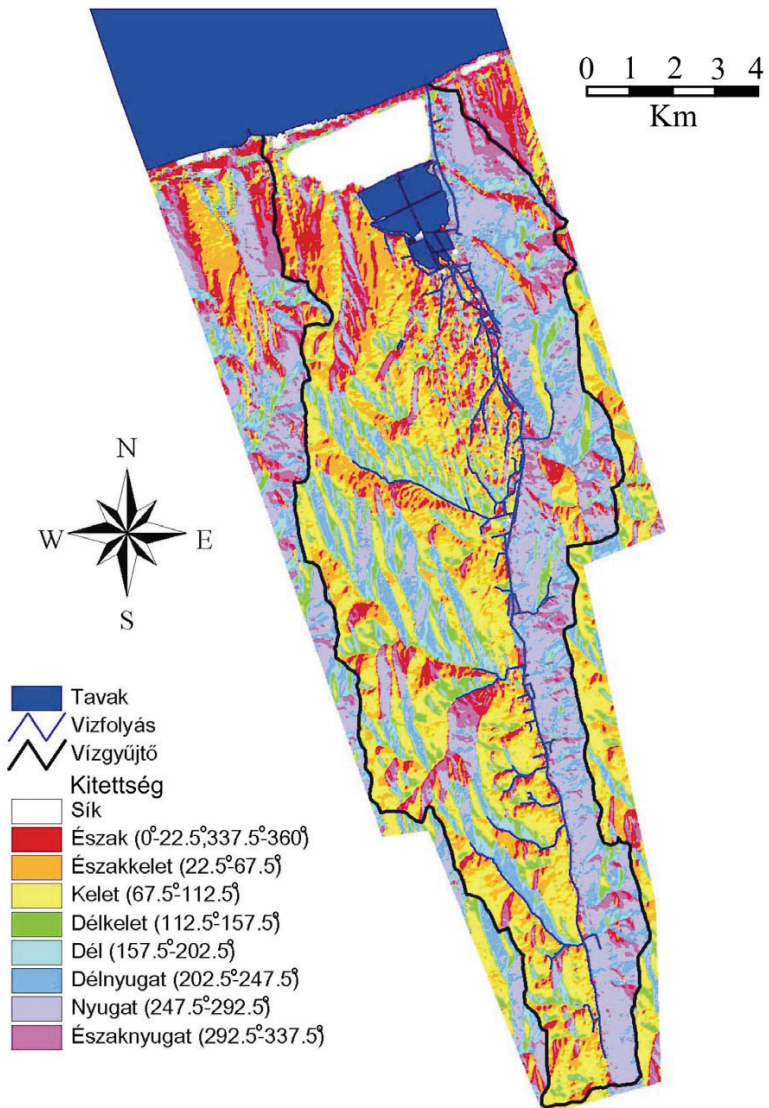
PÉCSI (1997) általános megállapítása szerint a Középhegységeink és dombságaink lejtőit fedő löszök majdnem mind lejtőlöszök, amelyeket a deráziós-szoliflukciós folyamatok szállítottak és halmoztak fel jelenlegi helyzetükbe. A homokos rétegekből felépített dombsági lejtőkön a lejtő-löszben durva anyagként csak a homok szerepel. A homokfrakció azonban olyan jelentős mennyiségben keveredett el a kőzetliszttel, hogy az egész rétegzett lejtő-lösz nagy területen homokos habitusú, sőt néhol ugyancsak finom rétegzettségű löszös homok, finom-homok helyettesítheti. A rétegek a lejtővel párhuzamosan, többnyire kiékelődés nélkül települnek egymásra. A rétegződés megfigyelhetően sem folyóvízi, sem eolikus ülepedésre nem vezethető vissza.

Időben a legutolsó és mindmáig jelentős felszínformáló tényező az ember megjelenése és tevékenysége. A természetes növényzet (erdő) kiirtása, a nagyüzemi mezőgazdasági termelés e területen is gyorsított talajerózióval járt, aminek mind felületi, mind vonalas formája szembeszökően mutatkozik meg a Tetves-patak vízgyűjtőjén.

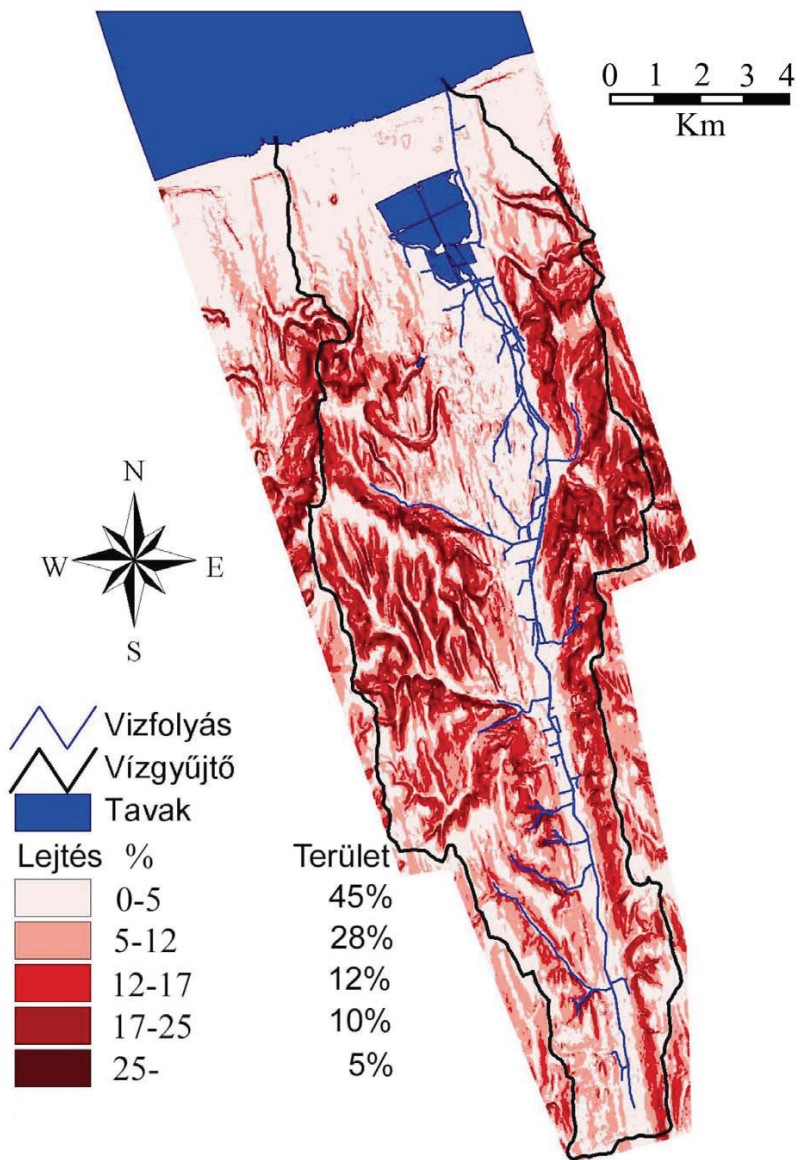
3.2. Domborzat

A vízgyűjtő terület D-i határa – a külső-somogyi meridionális völgyekre oly jellemző – völgyi vízválasztó (SZILÁRD 1967), amely Gamás és Felsőmocsolád között húzódik. A Tetves völgyének egyenes szerkezeti folytatása az Orci-patak völgye. A vízgyűjtő területet K-ről a Forró árok, Jamai-patak, Keleti Bozót, Deseda, Ny-ról a Nagy-Koppány és Nagymetszés patakok vízgyűjtői határolják (DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG 1985)

Az D–É folyásirányú Tetves-patak Balatonlelétől K-re torkollik a Balatonba. A vízgyűjtő tszf-i magassága 105 – 302 m között változik. Felső szakasza erősen szabdalt, vízmosásokkal tarkított, míg az alsó szakasza síkvidékinek mondható (DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG 1998). A lejtős területeken jelentős a felületi rétegerózió, valamint a vonalas erózió veszélye is (TERVEZŐ ÉS TANÁCSADÓ AGROBER RT. 1995). A völgyet szembetűnő aszimmetria uralja, míg a K-i völgyoldalon 15-20°-os lejtők jellemzőek addig a Ny-i oldalon a lejtők átlagos hajlásszöge 10° alatt marad (SZILÁRD 1967) (6-7. ábrák).



6. ábra. A Tetves-patak vízgyűjtőjének lejtőkíttetéségi térképe



7. ábra. A Tetves-patak vízgyűjtőjének lejtőkategória és vízrajzi térképe

3.3. Éghajlat

Az éghajlat alapvető mértékben határozza meg a vonalas erózió előfordulását és kártételét (BULLA 1954; KERTÉSZ 2006). POESEN et al. (1996) szerint száraz körülmények között a vonalas erózió jelentősebb, mint csapadékosabb viszonyok esetén. Tekintettel a vizsgált időszak hosszára (kb. 30 év) az időjárási feltételeket konstansnak tekintetem, mivel nem egyes évek, hanem kb. 10 éves időszakok adataival dolgoztam. Ilyen léptékben az egyes évek szélsőségei kiegyenlítődnek, illetve a klímaérzékenység sem okoz jelentős változást, bár POESEN et al. (1996) szerint az időjárás szélsőségesebbé válásával jelentősen növekszik a vonalas erózió kártételének kockázata.

A Tetves-patak vízgyűjtő területe jellemzően mérsékelt meleg-mérsékelt nedves éghajlatú. A vízgyűjtő É-i részére a Balaton jelentős hatást gyakorol. E hatás többek között a tóparti rész magasabb éves átlaghőmérsékletében és a csapadék eltérő éves eloszlásában és mennyiségében nyilvánul meg (3. táblázat).

	Léghőmérséklet	Csapadékösszeg	Csapadékösszeg	Csapadékösszeg	Evapotranspiráció
	C°	mm	mm	mm	mm
Az észlelés helye	Siófok	Balatonlelle	Somogytúr	Visz	Balaton környéke
Időszak	1931-1983	1941-1983	1941-1983	1991-2000	Elméleti átlag
I.	-1,5	37	44	46	10
II.	5,0	40	41	45	15
III.	5,2	33	36	30	40
IV.	11,0	43	49	39	54
V.	16,1	63	65	56	75
VI.	19,4	76	92	83	84
VII.	21,3	69	77	78	85
VIII.	20,6	61	68	82	71
IX.	16,7	45	49	95	46
X.	10,9	45	50	69	42
XI.	5,6	66	73	29	22
XII.	0,8	46	51	14	12
Éves	10,9	624	695	666	556

3. táblázat. Néhány fontosabb meteorológiai értékmérő havi átlagértékei a vízgyűjtőn (DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZGYÜJTŐ IGAZGATÓSÁG 1985 és TÓTH 2004 nyomán)

Látható, hogy a Balatontól távolodva az éves csapadékmennyiség növekszik, ám nem haladja meg a 700 mm értéket. A csapadék nagyobbik része a vegetációs időszakban hullik. A talajerózió szempontjából jelentősek a tavasz, illetve nyár végi heves zivatarok,

illetve felhőszakadások (DEZSÉNY 1982; 1984), amelyek esetenként extrém intenzitásúak. Jelentős részük az ÉNy-i irányból érkező hidegfrontok átvonulásához köthető (DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG 1985). E viharok különösen nagy veszélyt jelentenek abban az esetben, ha a szántóföldek fedettsége csekély (pl. frissen vetett kukorica-, vagy búzatarló). A mediterrán ciklonok felhőzetéből gyakrabban alakulnak ki hosszan tartó, csendes esők, amelyek a talajok megfelelő vízbefogadása és fedettsége esetén kisebb veszélyt jelentenek talajpusztulási szempontból (JAKAB és SZALAI 2005).

Az évi középhőmérséklet szintén csak a Balaton partvidékén közelíti meg a $11\text{ }^{\circ}\text{C}$ -t, a D-i területre már a $10,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os érték jellemző. A napsütéses órák évi száma eléri a 2000-et. Az évi átlagos hótakarós napok száma 35-38 nap körül ingadozik, az uralkodó szélirány az É-i, de jelentős a DNy-i szelek aránya is (MAROSI és SOMOGYI 1990).

3.4. Vízrajz

A Tetves-patak Vadépuszta magasságában ered, főmedrének hossza 25,1 km, a mederfenék átlagos esése 2,9%. A patak jelentősebb mellékvízfolyásai a Gamási-, a Nyárádi-, a Tardpusztai- és a Föralapi-vízfolyás. A mellékágakkal együtt a vízgyűjtő teljes vízhálózatának hossza 76,6 km, a vízhálózat sűrűsége $0,76\text{ km km}^{-2}$ (7. ábra).

A patak felső szakasza nagyveszélyű, bevágó jellegű, míg az alsó szakaszon igen kicsi az esés, ezért itt jelentős mennyiségű hordalék rakódhat le a mederben. A hordaléknak csak csekély hányada származik mederelfajulásból, zömét a mezőgazdaságilag megművelt területek eróziós talajpusztulása teszi ki (DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG 1985). A nagymennyiségű hordalék visszatartására 1970-ben, a patak jobb partján, a 3+500 és a 4+400 szelvények között mintegy 13 ha területű, 95.300 m^3 kapacitású sankolóteret alakítottak ki. Egy 1998-ban kelt tanulmány a sankolót már teljesen feltöltöttként jelöli meg (DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG 1998). Ennek ellenére a patak a mai napig – néhol saját hordalékába vágódva, néhol szétterülve – a sankolon keresztül éri el a Balatont. Már 1985-ben magváltak a tervek egy kb. 35 év feltöltődési idejű, új sankoló létesítésére, amely 236.000 m^3 hordalékot lenne képes visszatartani. E második sankoló megépítésére mindeddig nem került sor.

Az 1980-as évekre a vízfolyás teljes hosszában kiépült, a völgyfenéki területeket az üzemi meliorációk során rendezték 20.000 m hosszúságban építették ki az üzemi árokhálózatot és 400 ha mezőgazdaságilag megművelt területen végeztek alagsövezést.

A Tetves-patak a heves vízjárású vízfolyások közé tartozik, középvízhozama a torkolati szelvényben $0,176 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Aszályos években többször is kiszáradt. Az árvizek levonulásának ideje viszonylag gyors, 5–7 óra.

A vízminőségi vizsgálatok bizonyították, hogy a dél-balatoni vízfolyások közül a Tetves-patak erodált vízgyűjtőjéről kerül be a legtöbb növényi tápanyag a Balatonba, kb. 60%-ban a lebegőanyaghoz kötötten (DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG 1985). E felismerés alapján számos célzott a vízminőség-védelmi kutatást végeztek a vízgyűjtőn (DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG 1985; TERVEZŐ ÉS TANÁCSADÓ AGROBER RT. 1995; DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG 1998; CSEPINSZKY et al. 1998; SISÁK és MÁTÉ 2003; TÓTH 2004; MÁTÉ 2005).

3.5. Növényzet

A vízgyűjtő a zárt, lombos erdők övében fekszik, ezen belül a Somogy flórajárásba sorolható. Jellegetesebb erdőtársulásai az ezüsthársas tölgyesek, a gyertyános kocsánytalan tölgyesek és a tölgy-köris-szil ligeterdők lehetnek, a domboldalak és hátak eredetileg nagyrészt cseres-tölgyesekkel voltak borítva. A XVIII. sz. végéig csak a szántóföldi művelésre kimondottan alkalmas területeket törte fel az ember, a tájra a természetes vegetáció volt jellemző. Ezután a szántóföldek térhódításával párhuzamosan kezdett csökkenni az őshonos társulások aránya. Napjainkra néhány száz ha-os területre szorult vissza a természetes növényzet, pl. a látránypusztai ösgyep és az öblözetben fellelhető láprét. A vízgyűjtőt a telepített társulások jellemzik (9–10. ábra), az új telepítések elsősorban akácosok, erdei fenyvesek (Tóth 2004).

3.6. Talajok

A vízgyűjtő sajátos földtani, domborzati, éghajlati vízrajzi és növényzeti adottságai következtében a térség talajföldrajzi képét a barna erdőtalajok és a réti talajok határozzák meg, ezek fejlődéstörténetét vázoló az alábbiakban.

A terület csapadékviszonyai zárt lombos erdő megtelepedését tették lehetővé, ezért – a felszíni vizek és a talajvíz által nem befolyásolt területeken – mindenütt a barna erdőtalajok különböző típusai képződtek.

A zárt erdők talajában a talajoldat-mozgás kizárólag lefelé történik, hiszen az egyes növénysszintek a felszínre jutó csapadék elpárolgását gyakorlatilag lehetetlenné teszik. Mint

az közismert, az erdő holt szerves anyagának (alom/avar) bomlásakor keletkező humuszanyagok között az erősebben savanyú, kis molekulatömegű, jól oldódó komponensek dominálnak (fulvosav, himatomelánsav stb.), amelyek a talajoldatot tovább savanyítják. Ez lefelé szivárogva először kilúgozza a talajképző kőzet (itt: lösz) mészsavanyúját, majd hatására – az elsődleges szilikátásványok (földpátszemcsék, csillámtörmelék stb.) rácsainak megbontásával – agyagásvány-képződés indul meg. Az ily módon létrejött, egész profiljukban egyenletes agyagtartalmú *típusos barnaföldek* a terület alacsonyabb, löszfedte régióiban ma is jelentős területarányt képviselnek, más részük a magasabb, csapadékosabb régiókban *agyagbemosódásos barna erdőtalaj*ja fejlődött.

A barnaföld litomorf változata, a *rozsdabarna erdőtalaj* homokon alakul ki. Agyagtartalma minimális, de homogén eloszlású a mészsavanyú szelvényben. Vékony humuszos „A” és két-három – rozsdabarnából fokozatosan sárgává fakuló – „B” („B₁” „B₂”...) szint jellemzi, amelyek színét különböző vasvegyületek (goethit, lepidokrokit, hematit stb.) adják (STEFANOVITS, 1992).

A napóleoni háborúk időszakában jelentős erdőirtások történtek Külső-Somogyban és ezen belül a Tetves-patak vízgyűjtő területének nagyobb reliefenergiájú területein is. Mint ismeretes, az erdő eltűnésével, illetve helyének szántóföldi művelésbe vonásakor a talajoldat-mozgás csernozjomszerűen liftezővé válik, a humuszanyagok között pedig a nagyobb molekulájú, kevésbé savanyú, kevésbé oldható komponensek dominálnak. A liftező vízmozgás miatt megkezdődhet az esetleges visszameszesedés az anyakőzet felől. Az eredeti „A” szint általában lepusztult, a „B” szint felső része humuszosodni kezd, de a sötétbarna színnel elfedve megmarad a jellegzetes vörösbarna alapszín („AB” szint). Ennek vastagságától és az esetleges mésztartalomtól függően a típusos barnaföld fokozatosan erdőmaradványos csernozjommal alakul át. Az átalakulás fokozatai: barnaföld, sztyepesedő barnaföld, sztyepesedett barnaföld, csernozjom barna erdőtalaj, erdőmaradványos csernozjom (STEFANOVITS, 1971). A Tetves-patak vízgyűjtő területén a fent említett talajok – az erdőmaradványos csernozjom kivételével – megtalálhatók. A kategóriák egzakt elkülönítése nehézkes, de a vízmosások vizsgálatának szempontjából nem is elsődleges jelentőségű.

A típusos barnaföld továbbfejlődésének egy másik lehetséges iránya az agyagbemosódásos barna erdőtalaj. A barnaföld kialakulása után a folyamatos, lefelé irányuló talajoldat-mozgás az eredetileg egyenletesen eloszlott agyagásványokat átrendezi. Az „A” szint alsó részéből az agyagásványok kimosódnak, lejjebb vándorolnak, ezért színe

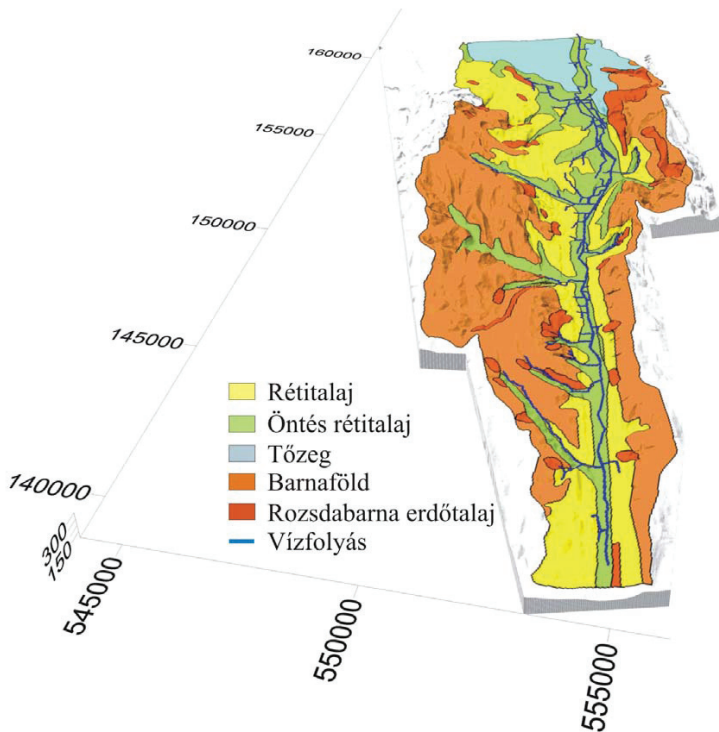
fakóvá válik. A vékony humuszos „A₁”, és a kilúgzott, fakó „A₂” szint alatt tehát új, vasvegyületektől vörösbarna, agyagtöbblettel jellemezhető „B₁” felhalmozódási szint jelenik meg, amely fokozatosan megy át a vörössárga-sárga, a barnaföld stádiumból származó, egyenletes agyageloszlású „B₂” szintbe. A vázolt folyamat fokozatosan megy végbe: Az új képződmény akkor tekinthető agyagbemosódásos barna erdőtalajnak, ha a „B₁” agyagtartalma legalább 1,5-szerese az A₁-ének. (Ha ezt az értéket még nem érte el, akkor agyagbemosódásos barnaföldről beszélünk.) Művelésbe vont területeken különböző mértékben erodált változatai fordulnak elő, s ha már csak a „B₂” maradt meg az eredeti szelvényből, akkor nem eldönthető, hogy eredetileg barnaföld vagy agyagbemosódásos barna erdőtalaj volt– lepusztulása előtt. Ebben az esetben a neve erodált barna erdőtalaj (STEFANOVITS et al. 1997).

A vízgyűjtő mélyebben fekvő területein a talajképződésre a felszíni és a talajvíz hatott legerőteljesebben, ezért e területeken elsősorban réti talajok (típusos és öntés) alakultak ki. A patakhoz közelebb fekvő területeken még jól megfigyelhető az egykori áradások során lerakott hordalékok egymásra rétegződése, itt általában öntés réti talajt találunk. A völgytalp valamivel magasabb, a recens hordalék által kevésbé zavart térszínein a típusos réti talaj jellemző. A levegőtlen viszonyok között lejátszódó szervesanyag bomlás eredménye a fekete színű humusz, amely a szelvény felső „A” rétegében egyenletesen oszlik el. A „B” szintben a humusztartalom feléle haladva csökkenni kezd. A kilúgzás hatására szénsavas mész jellemzően csak a „C” szintben mutatható ki. Az 1970–80-as években a völgytalp egy részét meliorálták. Ennek részeként a talajvízszint csökkentése érdekében nagyobb területeken alagcsöveket fektettek. A drénezés hatására egyes területeken a már említett csernozjom jellegű, „liftező” talajvíz dinamika alakult ki, ami a csernozjom-réti talajok irányába mutató fejlődés kezdete.

A vízgyűjtőn kisebb foltokban megtalálhatók még földes kopárok és lejtőhordalék talajok is. Az öblözet jelentős részén tőzeg képződött.

A Balaton D-i partján húzódó meridionális völgyeket, illetve Külső-Somogy területét talajtani szempontból többen is feltérképezték (MAROSI és SZILÁRD 1969; 1979; MAROSI és SOMOGYI 1990; DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG 1998; TÓTH 2004). A talajtani leírások és térképek léptéke nagyon eltérő és ehhez mérten a generalizálás hatása is jelentősen befolyásolja a térképen megjelenített talajfoltok számát. A területről készült legrészletesebb talajtérképet a Veszprémi Egyetem Georgikon Karának térképszerverén találtam (www.georgikon.hu/nkfp). A szerveren több, a Balaton vízgyűjtőjére vonatkozó adatbázis található, amelyeket az 1980-as évektől kezdtek el

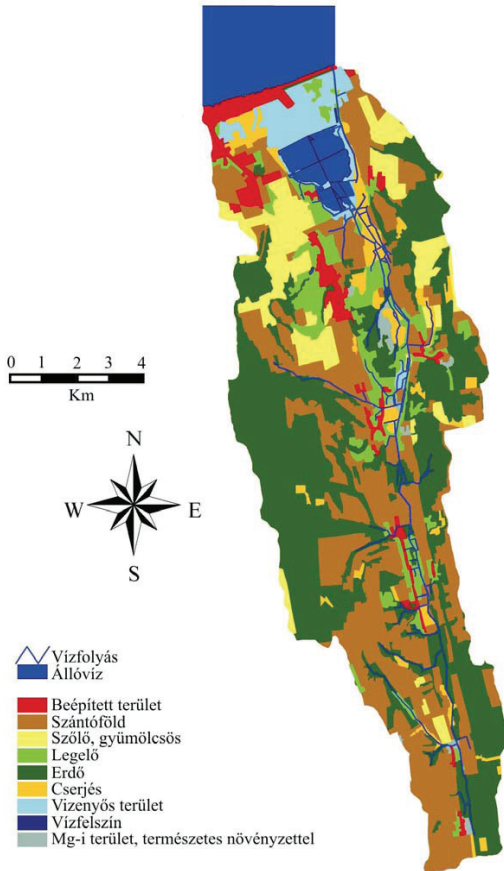
építeni. E talajtérképek összevetésével alkottam meg az általam használt talajtérképet a Tetves-patak vízgyűjtő területéről (8. ábra). Mivel a térkép a vonalas eróziós formák leírásához nyújt segítséget, ezért összevont kategóriákat alkalmaztam, nem jelöltem pl. az erodáltsági fokozatokat. A barna erdőtalaj kategóriát nem bontottam fel, mivel a vízmosások vizsgálatának szempontjából nem tartottam fontosnak. Ez alól egyedül a rozsdabarna erdőtalaj kivétel, mivel itt a talaj mechanikai összetételéről is információt kapunk, ami jelentősen befolyásolhatja a vonalas eróziós formák kialakulását és viselkedését.



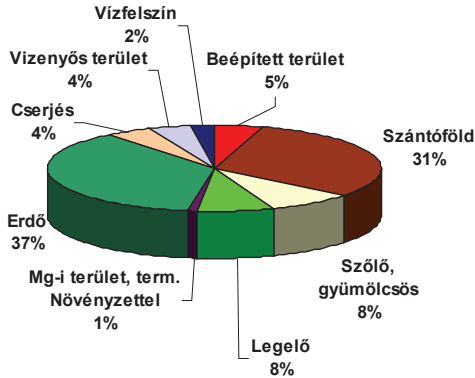
8. ábra. A Tetves-patak vízgyűjtőjének egyszerűsített talajtérképe (A számok az EOTR koordinátákat, illetve a magasságot jelölik)

3.7. Területhasználat

A vízgyűjtőre vonatkozó területhasználati adatokat a CORINE LAND COVER 50.000-es méretarányú interpretált szelvényéről határoztam meg. A szelvények alapjául szolgáló űrfelvételek 1999 nyarán készültek, tehát az alábbi adatok az akkori állapotot írják le. Mivel a CORINE-ban alkalmazott felosztás számos olyan kategóriát tartalmaz, melyeknek a jelentősége a vonalas eróziós formák vizsgálatának szempontjából csekély, a kategóriákat a 9–10. ábrán és 4. táblázatban feltüntetett módon vontam össze.



9. ábra. A Tetves-patak vízgyűjtőjének területhasználata 1999-ben



10. ábra. A Tetves-patak vízgyűjtőjének területhasználata százalékos bontásban, 1999-ben

A 10. ábrából kitűnik, hogy a vízgyűjtő területének több mint egyharmadát erdő foglalja el. A köztudatban általánosan elfogadott vélekedés szerint erdő alatt nincs talajerózió. Tagadhatatlan, hogy az erdő az egyik legmegfelelőbb felszínborítás a talajvédelem szempontjából, ám ez még nem jelent automatikus védelmet az erózió ellen. Ahogy a későbbiekben látni fogjuk, a vonalas erózió komoly kártételre képes még jól fejlett erdőkben is.

A területen szintén jelentős a szántóföldek aránya, amelyek a talajdegradációs folyamatok és ezen belül is a talajerózió a „legkedvezőbb” szinterei.

Beépített terület	574,4
Szántófield	3727,0
Szőlő, gyümölcsös	1010,5
Legelő	914,0
Mg-i terület, term. Növényzettel	84,7
Erdő	4402,7
Cserjés	532,3
Vizenyős terület	499,5

4. táblázat. A Tetves-patak vízgyűjtőjének területhasználata 1999-ben (ha)

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. A vonalas erózió arányának becslése vízgyűjtő léptékben

4.1.1. A becsléshez használt nyomjelzéses módszer

A Balatonba ömlése előtt a Tetves-patak közvetlenül egy hordalékfogón (sankoló) halad keresztül, amelyben a szállított hordalék jelentős részét lerakja. A sankoló előtt egy vízkivételi műtárgy található a patakon, amely az irmapusztai halastavak vízellátását biztosítja. A tavak vízutánpótlására csak közepes vagy nagy víz esetén van lehetőség, ami általában a tavaszi és nyár végi időszakokban következik be. Mivel mind a IV. sz. halastó, mind a sankoló ülepített formában tartalmazza a patak által szállított hordalékot, elvi lehetőség nyílik e szediment vizsgálatára. A vizsgálatok elsődleges célja volt a szedimentálódott anyag elkülönítése feltalajból, illetve az altalajból származó részekre. Nyilvánvaló, hogy az altalaj és a talajképző kőzet erodálásában és elszállításában a vonalas erózióknak van elsődleges szerepe, míg a talaj felső rétegének lepusztításában együttesen működhet közre a vonalas és a lepelerózió (FITZPATRICK 1986). A talajelhordás és -lerakás pontos nyomonkövetésére mind vonalas, mind felületi erózió esetében, PANIN et al. (2001) a Cs-137 nyomjelzés módszerét alkalmazták.

A Cs-137 izotóp mérésén alapuló eróziómérési technika gyors eredményt ad és jól mutatja a területen lezajlott eróziós és szedimentációs folyamatok nagyságát és térbeli eloszlását (BOUHLASSA et al. 1995), bár a hagyományos mérés technikáknál pontatlanabb (WICHEREK és BERNARD 1995). A Cs-137 izotóp a természetben csak emberi tevékenység hatására fordul elő. Eredeti forrása az U-235, amelynek maghasadási termékeként atomrobbantás által, vagy nukleáris balesetek során jut a légkörbe. A talajra ható közvetlen forrása a légköri kihullás. Az izotóp a talajra érve szorosan kötődik annak agyagásványaihoz és szerves-anyagához (MABIT és BERNARD 1998). Mivel a Cs-137 alkálifém kation, viselkedése a foszforéhoz nagyon hasonló annak ellenére, hogy sokkal nagyobb az ionsugara (KILLHAM 2001). Ezért oldott formában szinte egyáltalán nem migrál, jelenléte eredetileg csak a talaj felső 20–30cm-es rétegében mutatható ki (SZERBIN et al. 1999), feldúsulása a felszín alatti rétegekben az agyagásványok vándorlása révén képzelhető el (CHAPELL et al. 1998). Aktivitása a felszíntől távolodva exponenciálisan csökken (PORTO et al. 2001). Feltételezve, hogy a kihullás egy kisebb területen egyenletes nagyságú volt, a Cs-137 terhelés a talajt fedő vegetáció függvényében többé-kevésbé

egyenletesnek tekinthető (CSEPINZKY et al. 1999a). QUINE et al. (1999) szerint az atomkísérletekből származó kihullás sokkal egyenletesebb, mint a csernobili reaktorbaesetből származó, tehát a feltalaj vizsgálatára is alkalmasabb. Ha tehát egy lejtőszakasz vizsgált pontján nem mutatható ki a Cs-137 aktivitás, akkor onnan szükségszerűen hiányzik (lepusztult) a feltalaj. Ahol viszont az aktivitás nagyobb mélységekben is mérhető, ott vélhetően szedimentálódott feltalajról van szó (GOVERS et al. 1996; LU és HIGGIT 2000; 2001). A nyomkövetés ilyen technológiája mellett lehetőség nyílt az erózióbecslő modellek kalibrálására is (QUINE 1999). A talaj mintázása rétegenként történik és kellő körültekintést igényel (CONNOR et al. 1997). A vizsgálat célja tehát a talajmintákban előforduló Cs-137 abszolút aktivitásának meghatározása Bq/kg mértékegységben.

Felezési ideje:	262.980 óra
Bomlási módja:	béta-sugárzás
Leányizotópja:	Ba-137m
Felezési idő:	2,552 perc
Bomlási módja:	béta- gamma-sugárzás
Gammaenergia:	661,83 keV (ezt mérjük a vizsgálat során)

Rövid felezési ideje révén a Ba-137 radioaktív egyensúlyban bomlik a Cs-137 szülőizotóppal és ennek törvényszerűségeit követi. Ez teszi lehetővé, hogy a Cs-137 aktivitását a leányizotóp gammasugárzása alapján mérhetjük.

Mérési geometria: PE Marinelli edény (0,5 l) a Ge(Li) detektorra helyezve

Mérés határfoka: $6,16 \cdot 10^{-3}$ a 661,83 keV gammaenergiára vonatkozóan.

A számítás alapösszefüggései:

$$D = e^{-\frac{\ln(2) \cdot t_d}{T}}$$

$$A_0 = \frac{N_p}{\eta * D * \gamma * t_c * 3600 * w}$$

Ahol:

D = bomlási faktor,

T = a Cs-137 felezési ideje,

η = detektor határfok,

γ = a gammaenergia rel. Intenzitása,

w = a minta tömege (kg),

t_d = bomlási idő (óra),

t_c = mérési idő (óra),

N_p = mért beütésszám,

A_0 = abszolút aktivitás, (Bq/kg)

Az alkalmazott gamma-spektroszkópiai mérőrendszer hatásköréből (detektor, geometria), a mérési időből, valamint a talajban előforduló urán és tórium által képviselt U-238 és Th-232 természetes radioaktív bomlási sorok leányizotópjainak háttérsugárzásából következően a mért Cs-137 izotóp aktivitásának kimutatási határértéke kb. 1 Bq kg^{-1} .

A talajminták abszolút aktivitásának meghatározását részben a Központi Fizikai Kutató Intézet, Atomenergia Kutató Intézet, Neutronfizikai Csoportja, részben a Debreceni Egyetem TTK–MTA Atommagkutató Intézet Környezetfizikai Tanszéke végezte.

Tekintettel arra, hogy a radioaktív bomlás folyamatosan zajlik, a mintákban a mért értékeket egy időponthoz tartozó abszolút aktivitás értékekre érdemes átszámolni. Mivel a megelőző kutatás során ez az alapidőpont 2001. május 01./0:00. volt, célszerűnek láttam a jobb összehasonlíthatóság érdekében a fenti időpontot alkalmazni jelen minták esetében is.

4.1.2. A kihullás mértékének meghatározása

Az első lépésben meg kellett határozni a vízgyűjtőt ért Cs-137 terhelés, vagyis a kihullás mértékét. Ebben a témában több vizsgálat is készült Magyarországon (SZERBIN et al. 1999; KOBLINGERNÉ et al. 1995), sőt a Tetves-patak vízgyűjtőjén is (CSEPINSZKY 1998a; 1999a). Tekintve, hogy ezek a munkák kimerítően foglalkoztak a Cs-137 kihullásának mennyiségével és talajhoz kötődésével, jelen vizsgálathoz az e szerzők által közölt adatokat vettem referenciának. A vízgyűjtő területe alatta marad a 150 km^2 határnak, ezért a kihullást egyenletesnek tételeztem fel, bár OWEN és WALLING (1996) szerint még kisebb területeken is csak nagyszámú mintavétellel lehet kis szórású referencia-értéket meghatározni. Ezek az értékek szolgáltatják tehát az etalont a további vizsgálatokhoz. CSEPINSZKY et al. (1998a) 2 bolygatatlan pontban mintázták Somogybabod környékét. A rétegenkénti aktivitás értékekre függvényt illesztve határozták meg a kihullás értékét, mely így $7,93 \text{ KBq m}^{-2}$ -nek adódott. SZERBIN et al. (1999) Kaposvár és Balatonfüzfő környékén határozták meg $7,4 \text{ KBq m}^{-2}$ illetve $6,1 \text{ KBq m}^{-2}$ értéket. CSEPINSZKY et al. (2003) Somogybabodon két újabb referenciaszelvény feltáráásával $2,7 \text{ KBq m}^{-2}$ és $11,3 \text{ KBq m}^{-2}$ értékről számolnak be, melyek valamely ismeretlen külső körülmény hatására „kilógnak” ugyan a sorból, de átlaguk jól közelíti a többi mérés eredményeihez.

A Cs-137 izotóp eloszlásának ismerete a bolygatatlan talajban elengedhetetlen a szediment vizsgálata szempontjából. A szerzők a rétegenként vett minták elemzésével tapasztalati értékeket határoznak meg, majd ezen értékekre illesztett függvény segítségével határozzák meg a Cs-137 függőleges eloszlását. A referenciamérések a Tetves vízgyűjtő domináns talajtípusán, Ramann-féle barna erdőtalajon történtek.

Dolgozatomban a CSEPINSZKY (1998a; 2003) által felvett szelvények átlagát és eloszlását fogadtam el referencia-értéknek, vagyis az általam kapott értékeket ehhez fogom hasonlítani.

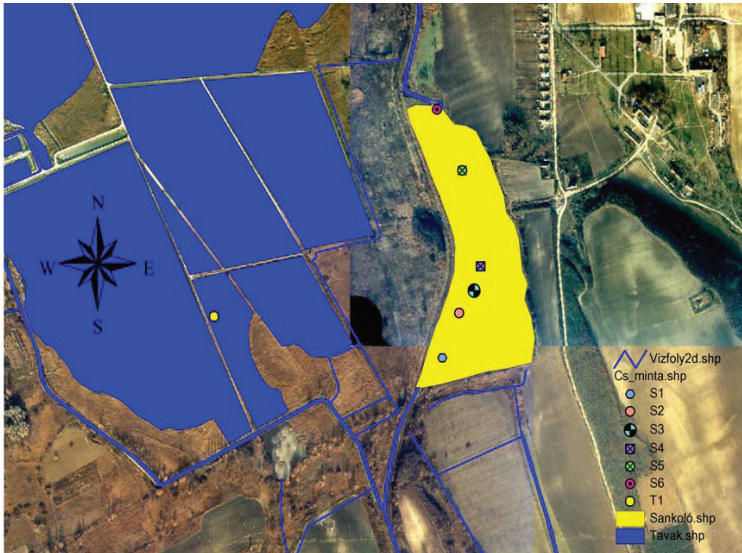
4.1.3. Mintavétel a Cs-137 meghatározásához

A mintákat a hordalék elvárható felhalmozódásának térszínén, a sankoló és az Irmapusztai Halastavak IV. számú tavának anyagából vettem. A tavakat a XIX. század végén, tőzegvágás során alakították ki, azóta folyamatosan működnek. Vízutánpótlásukat a Tetves-patak biztosítja, amelynek vize közvetlenül a IV. számú tóba jut. A mintavétel időpontjában a tó leeresztett állapotban volt. A fenéken ázott szelvény és a szűrőbotos mintavételezések alapján a tó eredeti fenékszintjét a jelenlegi felszín alatt kb. 60 cm-re találtam meg. A mintavételezést a homogén, szerkezet nélküli, szürke színű és magas agyagtartalmú szediment réteg felső 30 cm-es rétegből 5 cm-enként, alóla pedig 10 cm-enként végeztem, egészen a tőzegig. Így összesen tíz mintát vettem a Cs-137 aktivitásának rétegenkénti meghatározására.

A sankolóban található hordalékot hat pontban mintáztam (*11. ábra*) (JAKAB et al. 2006a,- b). A sankoló K-i oldala természetes völgyoldal, ezért a Ny-i oldal gáthoz közeli, mély szediment-rétegeiből vettem mintát. A művelet üzemi vízszinten, azaz víz alól, speciális üledék-mintavevővel történt. Az üzemi vízszint biztosította a korrektt mélységmérést, ugyanis a feltöltés során a sankolóter nem egyenletesen szedimentálódott. A hat pontot úgy jelöltem ki, hogy jól reprezentálják a sankoló egészét. A vett mintákat rétegenként tagoltam és külön vizsgáltam ezek *mechanikai összetételét és Cs-137-aktivitását*. Az izotóp mérése nagy mennyiségű, (0,75–1 dm³) mintát igényel, ezért, valamint a mintavétel terepi nehézségei miatt a néhány cm-es rétegeket nem tudtam külön-külön mintázni.

A fentiekén kívül mintákat vettem a patakmederben található recens üledékből is a vízfolyás öt pontján. A mintavételi pontok sorrendben: sankoló után, sankoló előtt, a Viszi-

patak torkolata alatt, a Viszi-patak torkolat felett és a patak felső folyásánál, Somogybabod községben.



11. ábra. A vízgyűjtő szedimentjének mintavételi pontjai

A mintákat bezacskozva szállítottam a laboratóriumba, ahol szárítószekrényben, 85°C-on súlyállandóságig szárítottam. Ezután őrlésre kerültek, őrlés után a maximális aggregátum méret nem haladta meg a 2 mm-t.

4.2. A vonalas eróziós formák felmérése vízgyűjtő léptékben

A terepi térképezés során a vonalas eróziós formákat mértük fel. A formák helyzetének és méretének pontos rögzítését térinformatikai térképezésre alkalmas GPS-készülék segítségével végeztük. Végigsétálva a vízmosásban a műszer folyamatosan rögzíti saját helyzetét, azaz megrajzolja a vízmosás hosszát és alakját. Mivel a rajzolt „vonalt” minden egyes pontjának megvannak a háromdimenziós koordinátái, számítógépre való áttöltés után a felvett vízmosás méret- és koordináta helyesen, tehát viszonylag pontosan kerül a térképre. Az alkalmazott GPS-vevő pontossága a rendelkezésre álló korrekció függvényében 3 m körüli érték. A vízmosáson belüli, mért értékeket túlnyomórészt mérőszalaggal, illetve – ha ez nem volt lehetséges – becslés útján határoztuk meg.

Adott vízmosás morfológiáját keresztaszelvénymérésekkel írtuk le: először morfológiailag homogénnek tekinthető szakaszokra bontottuk fel, majd ezek mindegyikében kijelöltük a szakasz jellegét leginkább jellemző keresztaszelvénnyt és ennek adatait vettük fel. Szakaszhatárnak tekintettük, ha jelentősen megváltozott

- a szakasz lejtése,
 - a vízmosás mélysége,
 - a vízmosás szélessége,
 - a teraszok helyzete,
 - az oldalfalak lejtése, illetve alakja,
 - a vízmosás növényzete,
 - a bevágódás intenzitása vagy az elhordott talaj mennyisége,
- továbbá egyértelmű szakaszhatárok
- a fenék hirtelen, lépcsőszerű leszakadásai (headcut).

Elvben egy vízmosáson belül végtelen számú szakasz létezhet, de a gyakorlatban néhány különleges esettől eltekintve nem határozzuk meg 20 m-nél rövidebb szakaszokat. Vannak olyan, a vízmosások szempontjából meghatározó jelentőségű paraméterek, amelyek meghatározása a terepen nem lehetséges. Ilyen pl. a vonalas eróziós forma vízgyűjtő területének nagysága, lejtése stb. Ezeket az értékeket a térképi feldolgozás során határoztuk meg a topográfiai térképen ábrázolva a felmért vízmosást.

A szántóföldi művelés alatt álló területeken kialakult időszakos vízmosások vizsgálatakor gondot jelentett paramétereik felvétele, mivel a táblákon évente többször is talajművelés folyik. Az elsődlegesen felvett adatok az utolsó talajművelés óta eltelt idő alatt bevágódott vonalas eróziós formáról adnak tájékoztatást. Az ideiglenes vízmosás által elszállított talaj hiánya azonban művelés után is megmarad. A bevágódás ugyan eltűnik, de tágabb környezetében völgy/delle fejlődése figyelhető meg. E dellék a legtöbb esetben – egyenletes felszínű lejtőt feltételezve – igen nagy mértékű talajvesztéget mutatnak, aminek nagy része valószínűleg az ideiglenes vízmosás tevékenységének tudható be. Ugyanakkor nem zárható ki a deráziós folyamatok szerepe sem. Mivel nem ismerjük a „kiinduló” állapotot, ezért a tágabb értelemben vett időleges vízmosásokról (dellékről) felvett adatok csak tájékoztató jellegűek, a további vizsgálatokhoz felhasznált értékek a konkrét bevágódások adataiból származnak.

Minden egyes vizsgált vonalas eróziós forma külön jegyzőkönyvvel rendelkezik, amelyet részben a terepen, részben a térképi feldolgozás során töltöttünk ki. Ezek

tartalmazzák az összes értékmerőt az adott vízmosásról, kivéve a grafikus megjelenítést. A vízmosások egyedi megjelölésére illetve azonosítására kódrendszert dolgoztam ki, így azok a legközelebb fekvő település betűjele és a sorszámozás alapján egyértelműen azonosíthatók a vízmosásokat. A jegyzőkönyvekben tárolt adatokat digitalizáltam, majd matematikai, statisztikai elemzésnek vettem alá.

Az elvégzett felmérés alapján lényegében pillanatfelvételt készítettem a térképezett vízmosások jelenlegi állapotáról. Mivel azonban a vonalas eróziós formák fejlődnek, térben és időben folyamatosan változnak, nem elégséges a pillanatnyi állapot leírása. Az irodalmat tanulmányozva nem találtam olyan, korábban készült adatbázist a Tetves-patak vízgyűjtő területéről, amely tartalmazott volna vízmosásokra vonatkozó információkat. Ezért az időbeni összehasonlítás alapjául az 1984 telén – tehát a mérések szempontjából kedvező, lombtalan időszakban – készült légifotó sorozatot használtam. E sorozaton jó minőségben találunk a vízmosások akkori hosszára vonatkozó információkat. Annak érdekében, hogy minél hosszabb időtávot tudjak vizsgálni, az adatbázisba illesztettem az 1968–1970 között készült felmérésen alapuló, sztereografikus vetületű, 1:10.000 méretarányú térképszelvényeken ábrázolt vízmosások hosszát is. Igaz, ezek az információk távolról sem elégségesek a vízmosások fejlődésének pontos leírásához, de mindenképpen utalnak a folyamatok jellegére.

A vizsgálati eredményeket Földrajzi Információs Rendszerben összegeztem és egy, digitális domborzatmodellen ábrázoltam, amely lehetőséget nyújtott a morfometriai számítások elvégzésére is (KERTÉSZ 1997).

4.2.1. A vonalas eróziós formák tulajdonságai

A terepi felmérés kezdete előtt az irodalom alapján (POESEN et al. 2003) összeállítottam a vizsgálandó paraméterek listáját, illetve az egyes paraméterek által felvehető értékeket. A felmérés során olyan nehézségekkel szembesültem, amelyeket az előre meghatározott szempontrendszer kisebb módosításaival sikerült kiküszöbölni. Az adatgyűjtés és feldolgozás során használt, végleges formát és az értékmérők által felvehető értékeket az 5. táblázat tartalmazza.

A táblázat adataiból kitűnik, hogy az értékmérő tulajdonságoknak csak egy része mérhető abszolút skálán, pedig az értékelés és statisztikai feldolgozás szempontjából ez az adattípus lenne ideális. Az értékmérők között megjelenik a bináris típusú adat és a minőséget leíró, számokkal nem jellemezhető adattípus is. Ez utóbbi használata

megkerülhetetlen, ugyanis a vonalas eróziós formák tulajdonságainak nagy része nem mérhető érték. Ebből adódóan az értékmérők e csoportja tartalmaz némi szubjektivitást, amit azonban pontosan rögzített kategóriahatárokkal igyekeztem minimalizálni.

Adat típus	Felvehető értékek
Vízmosás hossza 2004 (m)	0 - ∞
Vízmosás hossza 1984 (m)	0 - ∞
Vízmosás hossza 1968 (m)	0 - ∞
Vízmosás típusa	Bank, Időszakos, Mélyút
Vízmosás közvetlen környezete	Erdő, Szántó, Rét
Vízmosás növényzete	Nincs, Lágyszárúak, Bokrok, Fák
Vízmosás aktivitása	20, 40, 60, 80, 100,
Headcut száma (db)	0 - ∞
Szuffózió megléte	Igen, Nem
Keresztszelvény szélessége I, II, ...n (m)	0 - ∞
Keresztszelvény mélysége I, II, ...n (m)	0 - ∞
Keresztszelvény alakja	Négyzet, Tál, Trapéz, „U”, „V”
Talajtípus	EBET, RBET, Réti, Öntés-réti
Vízgyűjtő terület mérete (ha)	0 - ∞
Vízgyűjtő terület lejtéviszonyai	Lejtőkategóriánkénti % értékek
Vízgyűjtő területhasználata	Erdő, Szántó, Gyümölcsös, Út
Terasz megléte	Igen, Nem

5. táblázat. Az adatgyűjtés és feldolgozás során használt értékmérők és az általuk felvehető értékek. Magyarázat a szövegben

A kategóriák felállításának alapvető szempontja volt, hogy minden vonalas eróziós forma besorolható legyen az adott értékmérő kategóriáinak egyikébe, vagyis ne legyenek olyan minták, amelyek egy értékmérőn belül több kategóriába is tartozhatnak. Ez persze bizonyos mértékű információvesztéssel jár, de azért volt rá szükség, mert az átmeneti formák beiktatásával annyira felaprózódott volna az osztályozás, hogy az már a használhatóságát is veszélyeztette volna. A vízmosás típusának meghatározásakor a pillanatnyi állapotot vettem figyelembe. Számos vízmosás esetében valószínűsíthető egy valamikori út megléte, ám ez nem bizonyítható. Csak abban az esetben alkalmaztam a mélyút kategóriát, ha ez térkép alapján, vagy morfológiailag igazolható volt. Talán a legszubjektívebb probléma a vízmosások aktivitásának megítélése, aminek során az alábbi ötfokozatú skálát alkalmaztam:

- 20 A vízmosás tökéletesen stabil, vízmozgásnak sincs nyoma.
- 40 A vízmosás stabil, a felszíni vizeket levezeti, de a hordalékszállítás minimális.
- 60 A vízmosás bizonyos részein a talajba vagy saját szedimentjébe vágódik, a bedőlt fákat, növényi maradványokat folyásirányba fordítja, szállítja.
- 80 A vízmosás sodorvonalának nagy részén erodál, szedimentál, jelentős mennyiségű talajt szállít, friss hordalékkúpja van
- 100 A vízmosás láthatóan hátrál és/vagy szélesedik.

Természetesen itt is akadtak olyan esetek, amikor nem volt egyértelmű a besorolás, azonban eddigi tapasztalatom szerint ez a rendszer jól használható. Tökéletesítése, további vízmosások vizsgálatával, a jövő feladata.

A talajtípus és a vízgyűjtő terület művelési módjának esetében a fent említett problémák miatt a területre leginkább jellemző értéket vettem figyelembe, ezzel jellemeztem az egész vízmosást.

Mivel a vizsgálat célkitűzéseiben a vonalas eróziós formát jelöltem meg alapegységként és mert a vízmosások morfológiai szakaszonkénti kezelése meglehetősen elaprózta volna a munkát, bevezettem az átlagos keresztzszelvény fogalmát. Az átlagos keresztzszelvény a vonalas eróziós formában felmért keresztzszelvényeknek a hosszal súlyozott átlaga, amellyel az egész vízmosás jellemezhető. Természetesen a keresztzszelvények alakjára vonatkozó adat – jellegéből fakadóan – nem átlagolható, ezért ezt az információt a vízmosás egészére nem értelmeztem.

Az adatbázis mért értékeinek kombinálásával, indexelésével további, származtatott értékmérő paramétereket állítottam elő, mint pl. vízgyűjtőterületre eső vízmosáshossz, erodált (hiányzó) talajmennyiség stb.

4.2.2. Az adatbázis elemzése

A minőségi adatok meglete további nehézségeket okozott az adatbázis feldolgozása során. A statisztikai feldolgozásra használt eljárások nagy része nem tudja kezelni az eltérő típusú adatokat, ezért az adatbázisban rejlő összefüggések feltárására olyan módszert kerestem, amely kiküszöböli ezt a problémát (PODANI 1997).

A nominális változók értékeinek kódolását minden esetben egy 100-osztatú skálán végeztem el. Az adott változó által felvehető értékeket a talajpusztulásra gyakorolt hatásuk

alapján sorba állítottam, majd egyenlő osztásközökkel beosztottam őket a 100-as skálán, azaz az összes nominális változó esetében a kisebb számérték kisebb potenciális talajpusztulást jelöl (DE VENTE et al. 2005). Attól függően, hogy a változó hány diszkrét értéket vehet föl, változik az osztásközök nagysága és száma a skálán. Ezzel a módszerrel próbáltam a nominális változókat átalakítani és ezzel a vizsgálathoz használható statisztikai módszerek körét bővíteni.

Sajnos, voltak olyan nominális változók, amelyek kódolását nem sikerült megoldani. A keresztaszvénnyek alakját leíró adatoknál már az gondot okozott, hogy miként lehet a vízmosás egészét egy alakkal jellemezni. Ez esetben még a jelentős információvesztéssel járó átlagolás, illetve más összevonási módszerek sem jöhettek szóba, ebből kifolyólag a keresztaszvénnyek alakjára vonatkozó adatokat semmilyen statisztikai feldolgozásra sem tudtam felhasználni.

Habár a vízmosások vízgyűjtő területeinek lejtésvizonyai abszolút skálán mérhető értékek, ebben a formában mégsem összehasonlíthatók. Az egzakt változó megalkotásához az öt lejtőkategória százalékos megoszlását kellett egy számba sűriteni. Ezt úgy oldottam meg, hogy az adott vízgyűjtő egyes lejtőkategória százaléktételeit megszoroztam 10 hatványaival, majd a kapott értékeket összeadtam. Az adott vízgyűjtőre jellemző lejtés tehát az alábbiak szerint számítható:

$$\begin{aligned} \text{Vízgyűjtő lejtésmutatója} &= \text{I kategória} \times 10^1 + \text{II kategória} \times 10^2 + \text{III. kategória} \\ &\times 10^3 + \text{IV. kategória} \times 10^4 + \text{V. kategória} \times 10^5 \end{aligned}$$

Első lépésben az egyes változókat párba állítva megvizsgáltam, hogy a valószínűségi változó pár tagjai egymástól függetlenek tekinthetők-e, vagy sem. A függetlenségvizsgálatot χ^2 -próbalával (DÉVÉNYI és GULYÁS 1988) végeztem el. Majd az SPSS program segítségével megvizsgáltam az egyes változók közötti esetleges korrelációk mértékét, illetve szignifikancia szintjét.

A továbbiakban a vízmosások osztályozását a hierarchikus klaszteranalízis metodikája szerint végeztem (PODANI 1997). Az adatbázis standardizálására logaritmikus transzformációt használtam. Az osztályozás a csoportok közötti kapcsolatok alapján készült, az egyes esetek hasonlóságának meghatározására az euklidészi távolságok négyzetét használtam.

4.2.3. Felhasznált eszközök

A terepi helymeghatározást a Thales Mobile Mapper GPS vevőjével végeztük. Ez olyan terepi térképező rendszer, ami egyesíti magában a GIS adatgyűjtő rendszerek és a szabadidős navigációs kézi GPS minden előnyös tulajdonságát. Hatékony irodai szoftverrel rendelkezik, amellyel megjeleníthető és szerkeszthető a gyűjtött térinformatikai adatbázis, ami később a legelterjedtebb vektoros térképi formátumokba exportálható.

A geodéziai felmérést a Trimble 3305 Direct Reflex mechanikus lézeres mérőállomás felhasználásával végeztük. A talajminták és a felszíni lefolyásból származó vízminták vizsgálatára az MTA FKI laboratóriumában került sor. A vízminták oldott anyag tartalmát Merck SQ 118 spektrofotométerrel, illetve ICP-AES spektrométerrel határoztuk meg (MADARÁSZ et al. 2003). A talajminták mechanikai összetételét Analysette 22 típusú lézeres szemcseeloszlás-mérő készülékkel határoztuk meg.

A térképi feldolgozás, a grafikus megjelenítés és a területszámítás elvégzéséhez az ArcView 3.3 verzióját használtam. A digitális domborzatmodellek megalkotásában az ArcView 3.3 és a Surfer 8 program nyújtott segítséget. A digitális adatbázis Microsoft Excel programban készült. A statisztikai elemzést a SynTax és az SPSS szoftver segítségével végeztem. Az adatbázis standardizálását logaritmikus transzformációval készítettem, a hierarchikus osztályozás a csoportok közötti kapcsolatok alapján készült. Az egyes esetek hasonlóságának meghatározására az euklidészi távolságok négyzetét használtam.

4.3. Két mintavízmosás részletes vizsgálata

A vízgyűjtő léptékű felmérés mellett, a vizsgálatok kezdetén kiválasztottunk két („U” és „V”) vízmosást, amelyeket monitorozva megpróbáltam képet kapni az eltérő morfológiájú vízmosások viselkedéséről. A részletes vizsgálatra kiválasztott vízmosások nagyságrendileg egyforma hosszúak, egymástól mintegy 100 m távolságra, párhuzamosan futnak, azonban morfológiájuk és jelenlegi aktivitásuk is eltérő. Mindkét vízmosás szerepel a vízgyűjtő szintű felmérésben, tulajdonságaikat a 6. táblázat tartalmazza.

Elhelyezkedésük a Tetves-patak vízgyűjtőjének középső szakaszára esik egy vonalas erózióval nagyon erősen szabdalt, Ny-i kitétségu terület részeként. A keleti vízváltáson és a lejtő felső szakaszán nagyüzemileg művelt szántóföld található, az inflexiós sávot magába foglaló lejtőszakasz tagolt. Párhuzamosan megtalálható itt a háztáji

szántó és – a nagymértékű vonalas erózió miatt – a szántóföldi művelésből kivont terület (jelenleg akácerdő). Az ellaposodó lejtő alján fekszik Kisbabod település, majd szántóföld, illetve nádas-csalitos terület a patakig.

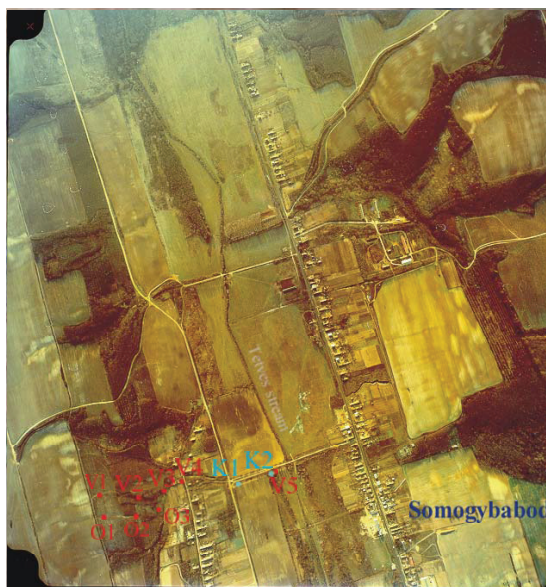
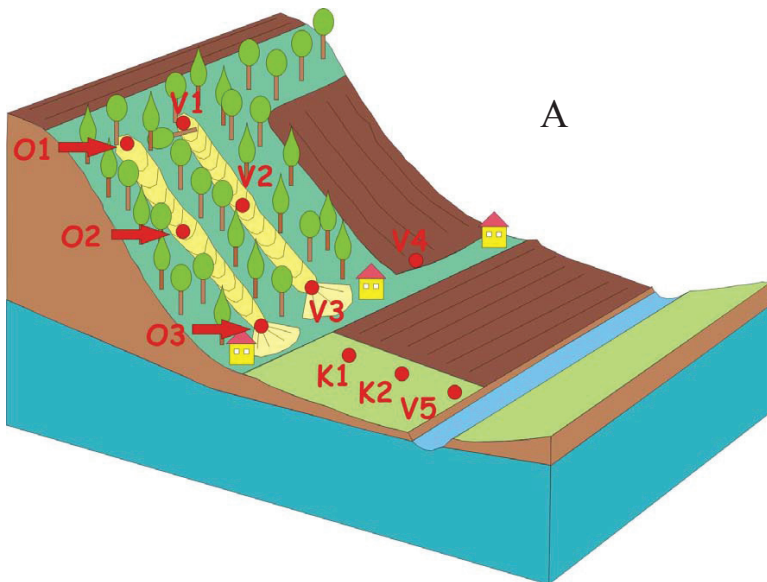
Értékmérő	„U” vízmosás	„V” vízmosás
Vízmosás hossza 2004 (m)	362	275
Vízmosás hossza 1984 (m)	101	174
Vízmosás hossza 1968 (m)	60	179
Vízmosás típusa	Bank	Mélyút
Vízmosás közvetlen	Erdő	Erdő
Vízmosás növényzete	Nincs	Nincs
Vízmosás aktivitása	80	40
Headcut száma (db)	4	1
Szuffózió megléte	Igen	Nem
Átl. Keresztszelvény (m ²)	7,3	4,4
Keresztszelvény alakja	U	V
Talajtípus	Erodált barna erdőtalaj	Erodált barna erdőtalaj
Vízgyűjtő terület mérete (ha)	2,35	5,36
Vízgyűjtő terület ejtése	1% 41% 50% 9% 0%	0% 53% 36% 9% 1%
Vízgyűjtő területhasználata	Szántó, Erdő	Szántó, Erdő
Terasz megléte	Igen	Nem

6. táblázat. A részletesen vizsgált vízmosások néhány fontosabb ismérve

4.3.1. A vízmosások geodéziai felmérése

2003. januárjában egy lézersugár-visszaverődés elvén mérő totálmérő-állomás segítségével geodéziailag felmértük a vizsgálni kívánt két vízmosást és vízgyűjtő területeiket. A felmérés pontossága 1 cm alatti és az országos háromszögelési rendszer vízszintes alappontjainak felhasználásával Egységes Országos Vetületben történt. A felmérés során több mint 1000 pontot határoztunk meg. A pontok koordinátáit az egyenletes felszínen 15–20 m-es kötésben határoztuk meg. A vízmosások felmérése sűrített, néhol 0,5 m ponttávolságokkal történt. Itt a mért pontok helyét a vízmosás kitüntetett pontjai (völgyfő, terasz szélei, peremek stb.) adták.

A mért pontok között a kriging interpolációs eljárással határoztam meg az 1 m-es pixelmérethez szükséges segédpontok koordinátáit és magasságát. Az elkészült domborzatmodell jó alapot biztosít a morfológiai összehasonlítás elvégzéséhez és alkalmas a kiinduló állapot dokumentálására.



12. ábra. A felszíni lefolyás mintavételi helyei a kisbabodi völgykeresztvényben
 A: tömbszelvényen, B: légifotón.

4.3.2. A felszíni lefolyás oldott anyag tartalmának vizsgálata

A felszíni lefolyás vizsgálatára 2001 februárjában 5 mintavételi helyet létesítettünk („V” jelű pontok) (TÓTH et al. 2001; JAKAB et al. 2002). Peremükig leásott vödröket helyeztünk el azokon a helyeken, ahol a mikro-, illetve makro-domborzat miatt a lefolyás lineárisra vált. A V1 jelű vödört a nagyüzemileg művelt szántó alá helyeztük el, amely egyúttal a „V” kódú vízmosás kezdete is. Ennek hossza eléri a 300, legnagyobb mélysége pedig a 6 m-t. A második és a harmadik vödört rendre a vízmosás közepén és végén ástuk le (3. kép). A negyediket egy lejtőirányban megművelt, a vízmosással párhuzamos szántó alján, míg az ötödiket a patakhoz közel, az út menti árokban helyeztük el. A vödröket minden esetben szűnyoghálóval fedtük le a szerves hordalék kiszűrése érdekében. Két helyen létesítettünk talajvíz mintavételére alkalmas kutakat („K” jelű pontok), valamint mintákat vettünk a csapadékból és a patakból (12. ábra). A „V1” jelű vödört a mérések megkezdése után többször ellopták, így e hely mérési eredményeiről nem tudunk beszámolni.

2002-ben – az előző évben mért adatok alapján – a méréseket kiterjesztettük a „O” kódú vízmosásra is, míg a felszín alatti vizek mintázását abbahagytuk, mivel az eredmények szerint a talajvíz pillanatnyi oldottanyag-tartalma nincs összefüggésben a csapadékok, illetve a felszíni lefolyás oldott anyag tartalmával (TÓTH et al. 2001).

A már vizsgált vízmosástól 200 m-re, az azzal párhuzamosan futó „O” vízmosásba hasonló módon ástuk le az – O1, O2, O3 jelű – csapdákat (12. ábra), azaz az elsőt a szántó föld alá, a másodikat a vízmosás közepébe, míg a harmadik a hordalékkúpra került.

A mintavételezést a tavaszi hónapokban végeztük, mivel hazánkban a talajpusztulás szempontjából ez az egyik legjelentősebb időszak az évnél (BOROS és BOROSNÉ 1980). Minden olyan csapadékeseményt mintavétel követett,



3. kép. Csapda a „V” vízmosásban

amely után a felszíni csapadékokban minimum 50 ml folyadék volt. A vizsgált időszakban évenként négy-öt, csapadékeseményhez köthető felszíni lefolyást vizsgáltunk meg.

A lefolyás megszűnése után a felfogott anyagot ülepedni hagytuk, majd a folyadék felső 5 cm-es rétegéből Falcon-csövekbe mintát vettünk. A mintákat ezután 4 óras centrifugálással ülepitettük, s a lebegtetett anyagtól mentes folyadékot vizsgáltuk.

A felszíni lefolyást okozó csapadékesemények után – akkor is, ha a lefolyás mennyisége nem érte el a kívánt mennyiséget – a csapdákat megtisztítottuk (hordalék, folyadék eltávolítása, majd szárazra törlés). A mintákból oldott nitrát, nitrit, ammónium és foszfát tartalmat határoztunk meg. A terület jellemző feltalajaiból, így a nagyüzemileg művelt szántóból, a vízmosságokkal párhuzamosan elhelyezkedő, háztáji szántóból és a vízmosság aljából talajmintákat vettünk. A csapadék maximális kioldó hatását modellezendő (BUZÁS 1988), a talajokat feltárás nélkül 15 percig, illetve 24 órán át desztillált vízben ráztuk. A mintákat három párhuzamos mérés átlagával jellemeztük.

A csapadékeseményeket a 2001. évben a vizsgált szelvénytől DK-i irányban 9 km-re fekvő Kisbárapáti csapadék-mérő állomás rögzítette. A 2002-től kezdődően a vizsgált területen, a V4 csapda közvetlen szomszédságában egy billenő rendszerű csapadékmérő állomást létesítettünk, amely a csapadékok mennyiségén kívül azok intenzitásáról is információt szolgáltatott (igaz, csak egyes csapadékesemények átlagos intenzitás értékeit tudtuk rögzíteni). A vizsgált csapadékok az alábbi jellemzőkkel bírnak (7. táblázat):

Dátum	Mennyiség	Intenzitás
	mm	mm/h
2001.03.02	1,3	1,30
2001.03.17	7,0	1,80
2001.03.22	3,3	0,40
2001.03.27	8,0	1,10
2002.03.20	4,4	2,93
2002.04.09	4,8	0,96
2002.04.10	9,6	0,69
2002.04.12	12,4	2,61
2002.04.14	24,8	8,27
2003.04.10	7,0	1,08
2003.04.27	9,0	0,87
2003.05.21	10,4	1,71
2003.05.31	16,0	6,19

7. táblázat. A vizsgált csapadékok főbb jellemzői

5. EREDMÉNYEK

5.1. A vonalas erózió jelentősége a Tetves-patak vízgyűjtőjén

5.1.1. A lehordott anyag mennyiségének becslése és szemcseösszetételi viszonyai

Talajeróziós szempontból a vízgyűjtő köztudottan a Balatont leginkább terhelő területek közé tartozik (DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG 1985), egyes kutatások szerint (DEZSÉNY 1982) a vonalas erózió kártétele dominál. A sankoló 1970-től 2000-ig tartó feltöltődése során a patak 95.300 m³ sankolóteret töltött meg hordalékkal. A feltöltődést és az átfolyó víz szűrését a sankolón belüli nagy biomassza produkció is segítette. A vizes élőhely ismeretében jó közelítéssel becsülhetjük a képződő szerves anyag mennyiségét (BEGON et al. 1996), ami ez esetben kb. 2 kg m⁻² év⁻¹. A sankoló nagyságának (13 ha) és a képződött szerves anyag térfogattömegének (kb. 1,0 g cm⁻³) figyelembe vételével az eltelt 30 év biológiai feltöltődését kb. 7800 m³-re tehetjük, vagyis a maradék 87.500 m³ feltöltődése nagy valószínűséggel a vízgyűjtőről elragadott talaj ottani ülepedésével történt. A sankolóból vett bolygatatlan talajminták térfogattömegeinek átlaga 1,3 g cm⁻³.



4.kép. Fúrásmag a sankoló S2 pontjában

E két adat ismeretében azt mondhatjuk, hogy a vízgyűjtőről 30 év alatt kb. 113.750 t talaj pusztult le. A talajlehordást éves szintre és a vízgyűjtő potenciálisan fenyegetett, mezőgazdasági területeire vetítve (kb. 4800 ha, lásd 2. táblázat) 0,79 t ha⁻¹év⁻¹ érték adódik. Mivel ez az érték a fent levezetett durva becslésen alapul, messzemenő következtetések levonására nem alkalmas, nagyságrendileg azonban elfogadható. Hangsúlyoznom kell azonban, hogy ez a talajmennyiség eljutott a vízgyűjtő aljára, vagyis a viszonylag lapos

völgvényék és a patakot helyenként határoló töltések megléte ellenére belépett az élővizekbe. Az irodalomból ismert, hogy a megmozdított talaj mennyisége sokszorosa a vízzel valóban eltávozó anyagmennyiségnek (KIRKBY és MORGAN 1980), azaz a sankolóban felhalmozott anyag csak a „jéghegy csúcsa”, a vízgyűjtőn belül ennél sokkal nagyobb anyagmozgások történek.

A fúrások legtöbbjében a néhány cm vastagságú, eltérő mechanikai összetételű üledék jól elkülöníthetően rétegződött egymásra (4. kép). E rétegződés megvolt a sankoló egész hosszában, tehát a hordalék nem a szétterüléstől való távolság, hanem sokkal inkább az idő függvényében osztályozódott. Valószínűleg a patak által szállított hordalék a sankoló jelentős részének felületén szétterült, ezzel mindig új réteggel fedte be a meglévőket.

	□0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	0,01-0,02	0,02-0,05	0,05-0,1	0,1-0,2	0,2-0,5	□0,5
S6 I	12,53	30,99	49,42	63,98	79,61	86,82	97,77	98,22	100,00
S6 II	10,62	25,85	42,21	55,56	67,88	77,50	93,82	99,16	100,00
S6 III	11,17	26,00	41,13	53,49	69,07	78,60	95,57	98,53	100,00
S5 I	10,77	30,40	52,30	70,93	94,41	99,98	100,00	100,00	100,00
S5 II	14,08	37,58	60,57	78,83	97,16	99,99	100,00	100,00	100,00
S5 III	4,75	10,28	15,98	21,30	36,15	73,18	99,75	99,97	100,00
S5 IV	7,73	22,60	40,10	56,57	76,44	98,92	99,98	100,00	100,00
S5 V	2,48	5,86	9,05	11,47	14,37	20,40	59,40	100,00	100,00
S5 VI	9,65	25,24	40,39	53,11	69,08	93,90	99,95	100,00	100,00
S5 VII	14,41	36,60	61,86	82,65	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
S4 I	18,45	51,79	80,12	99,78	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
S4 II	16,19	46,13	72,10	98,77	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
S4 III	19,47	50,16	72,12	98,75	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
S3 I	16,00	47,41	75,02	96,76	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
S3 II	4,60	10,78	17,37	25,06	49,87	94,09	100,00	100,00	100,00
S3 III	4,50	10,61	17,37	23,90	35,49	53,34	95,28	99,99	100,00
S3 IV	9,79	24,66	39,66	57,73	97,04	100,00	100,00	100,00	100,00
S2 I	11,28	32,70	53,87	71,71	94,31	100,00	100,00	100,00	100,00
S2 II	5,35	11,84	17,95	25,96	59,63	98,92	99,96	100,00	100,00
S2 III	5,72	13,86	22,83	33,06	71,69	99,71	99,93	100,00	100,00
S2 IV	18,10	46,28	71,49	97,17	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
S2 V	15,10	37,89	60,73	82,28	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
S1 I	3,71	8,27	12,65	16,68	29,11	73,74	100,00	100,00	100,00
S1 II	12,55	35,76	59,45	79,19	99,26	100,00	100,00	100,00	100,00
S1 III	9,27	24,10	39,99	58,03	94,35	100,00	100,00	100,00	100,00
S1 IV	14,64	39,13	60,36	76,63	99,99	100,00	100,00	100,00	100,00

8. táblázat. A sankoló üledékeinek mechanikai összetétele, kumulált értékek (a szemcseosztályok határai mm-ben, a növekvő római számok a mélyebb rétegeket jelölik)

A rétegek szemcseösszetételének vizsgálatával az egyes hordalékokat megpróbáltam tipizálni (az eltérő típusokat a 8. táblázatban különböző színek jelölik). A szemcsék nagyság szerinti osztályozódása folyásirányban nem mutatható ki, a legnagyobb

homoktartalmú réteget a sankoló kifolyásához közeli fúrás fél méter mélyen fekvő rétegében mértem. A sankoló közvetlen kifolyásánál vizsgált S6 fúrás felszíni 7 cm-es rétege a hordalék, az alatta található szintek már helyben képződött, később elárasztott talajrétegek. E három réteg szemcseeloszlása nagyon hasonlít egymáshoz. A szemcseösszetétel szerinti vízszintes rétegzettség a sankoló közepén található S4 pontban nem volt megtalálható. Itt a profil teljes 1 m-es mélységében elenyésző mennyiségű homokot és 80% körüli iszapot mértünk. Ez az anomália valószínűleg összefüggésben van a sankoló növényzetével. A növénytakaró uralkodó növényfaja a nád, amely az említett területen teljesen hiányzik, helyét a sás foglalja el. Típusként értelmeztük az in situ homokos lösz szelvényekre nagyon hasonlító szemcseösszetételű hordalékrétegeket, amelyek jellemzően a fúrások középső szintjeiben találhatóak meg.

Vizsgálataink szerint e vízszintes rétegek mechanikai összetételének változása nem a sankolóban lejátszódó osztályozási folyamatok, hanem sokkal inkább az aktuális csapadékesemény erodáló hatása miatt következtek be. Valószínűleg egy bizonyos csapadékmennyiség és intenzitás alatt a vízmosságok főképpen anyagszállítóként viselkednek, azaz a lepelerózió által megmozdított feltalajt továbbítják az erózióbázis felé. Ha azonban a csapadék egy bizonyos intenzitásértéket meghalad, a vízmosság maga is erodálódnak kezd és nagy mennyiségű talajképző kőzetet szállít az erózióbázisra és a sankolóba.

5.1.2. A halastó és a sankoló üledékeinek Cs-137 tartalma

Mivel a vizsgált tóban intenzív haltenyésztés folyik, az üledék nem csupán a patak hordalékából képződik. Az üledékképződés e „szerves” összetevőjét – a folyamatosan változó technológia és a tenyésztés kezdete óta eltelt hosszú idő miatt – nagyon nehéz számszerűsíteni. Az üledék az ázott szelvény tanúsága szerint teljesen homogén, szürke színű, kis szerves anyag, és nagy agyagtartalmú. A mintavételi helyek üledékének rétegenkénti Cs-137 aktivitását a 9. táblázat mutatja be.

Az adatokból jól látható, hogy a céziummal szennyezett üledék vastagsága 15–20 cm között van, a pontos érték a mintavételi határok miatt nem ismert. A kihullás a nukleáris kísérleti robbantásokkal egyidőben, azaz az 1950-es évektől kezdve indult meg, következésképpen az elmúlt kb. 50 év üledékének vastagsága nem éri el a 20 cm-es vastagságot. Mivel az eloszlás szabályos, feltételezhetjük, hogy a tóban a felkeveredés és az átrétegződés nem játszik jelentős szerepet.

A halastó üledékében a Cs terhelés nem hoz létre olyan szabályos eloszlású profilt, mint a szárazföldi szelvények esetében. Ennek az az oka, hogy itt teljesen hiányzik a lefelé irányuló vízmozgás, amely a többé-kevésbé kötött szennyezést mozgatni tudná. Nagy valószínűséggel a vízfelszint elérő izotópok jó része már a vízben kötődik a lebegő agyagásványokhoz, és azokkal együtt ülepedik. A nukleáris kísérleti robbantások, illetve az azokból származó kihullás nem köthető egy jól definiált időponthoz, ezért itt nem szükségeszerű egy viszonylag magas aktivitású, de vékony üledékréteg megléte a szennyezett réteg legalján. A csernobili katasztrófa valószínűleg létrehozott ilyen réteget a tóban, de a vízgyűjtőről folyamatosan érkező, nukleáris kísérleti robbantásokból származó izotóptömeg és e feltételezett réteg vékonysága nagyon nehezíti kimutatását.

Mintavételi hely	Mélység (cm)	Akt. (Bq kg ⁻¹)	St. dev	Akt. (Bq m ⁻²)
halastó	0-5	159,4	2,9	10361,48
	5-10	152,98	3,4	9944,25
	10-15	82,49	5,6	5362,36
	15-20	5,57	7,1	362,07
	20-60	0,2		
	tőzveg	0,2		
	összesen			26030,16
S1	0-20	25,0	0,5	
	20-40	46,4	0,7	
	40-60	9,2	0,3	
	60-80	3,8	0,2	
	80-100	2,8	0,2	
	összesen			11674
S2	0-20	23,5	0,5	
	20-40	30,9	0,5	
	40-60	34,4	0,5	
	60-80	12,4	0,3	
	80-100	7,3	0,3	
	összesen			12615
S3	0-10	26,6	0,6	
	10-20	103,0	0,7	
	20-30	24,7	0,4	
	30-40	11,1	0,3	
	40-50	7,7	0,2	
	50-60	3,8	0,1	
	összesen			15773
S4	0-20	46,8	2	
	20-40	14	0,5	
	40-60	9,2	0,4	
	összesen			16492
S5	0-25	30,2	1,6	
	25-50	3,3	0,2	
	50-80	0,48	0,11	
	80-110	0,07	0,06	
	összesen			10756
S6	0-12	53,2	1,8	
	12-24	1,35	0,1	
	24-36	17,9	0,4	
	összesen			8412

9. táblázat. A mintavételi helyek üledékének Cs-137 aktivitása rétegenként

A halastó több mint száz éves múltja és a szennyezett hordalékréteg vékonysága azt sugallja, hogy csak nagyon csekély mennyiségű hordalék kerül bele a vízgyűjtőről. Ennek ellentmondani látszik a tófenék több mint háromszoros aktivitás értéke. Jól ismert, hogy a Cs-137 elsősorban az agyagásványokhoz kötődik. Az agyagásványok méretüknél fogva a vízben nagyon sokáig diszpergálva maradnak és ilyen formában eljutnak olyan helyekre is, ahová a görgetett hordalék nem tud. Ez a helyzet a halastavak esetében is, ahová csak a talaj legfinomabb alkotóelemei kerülnek be a patakából. Mivel azonban a nyomjelzésre használt anyag nagy része is hozzájuk kötődik e kevés hordalék nagy aktivitást mutat, ezért osztályozott szedimentálódás esetén pontos talajelhordás és áthalmazódás értékeket csak nagyon nagy körültekintéssel tehetünk (CHAPELL 1999).

STRAND et al. (1999) Oroszországban 27 cm mélységig vizsgálták egyes sankolók szedimentjének Cs-137-tartalmát, egymás mellett találtak a mélységgel szabályosan csökkenő aktivitású és rétegenként eltérő, pulzáló aktivitású szelvényeket. LU és HIGGITT (2001) egy kínai sankoló szedimentjének vizsgálatakor kimutatta a kihullási csúcsokat.

Ami az általam vizsgált sankoló szelvényeit illeti szembetűnő, hogy a mintavételi helyek mindegyikének esetében jellemző a mélységgel csökkenő Cs-137 izotóp aktivitás. Néhány szelvény esetében a maximum nem a felszínen, hanem valamivel alatta található, de így is igaz a mélységgel csökkenő aktivitás-érték. Ez alól csak a 2. szelvény kivétel, ahol a maximum a 40–60 cm rétegben van. A mechanikai összetétel vizsgálatával meghatározott 3–8 cm-es rétegzettség feltételezi a Cs-137 sokkal finomabb eloszlását is, de a mintavétel durvasága miatt ezeket a részleteket nem vizsgáltuk.

Az izotóp aktivitásának változása nem csak függőlegesen, hanem a sankoló hossz tengelye mentén is megfigyelhető. A patak szétterülése után közvetlenül sokkal magasabb területegységre vetített aktivitáskoncentrációkat mértünk, mint a sankoló távolabbi részeiben.

A szemcseösszetétel – szűkebben az agyagtartalom – és a Cs-137-aktivitás között ez esetben nincs közvetlen összefüggés. Ez – valószínűleg – a sankolóban található összes agyagtartalom csekély részének szennyezettségével magyarázható.

A sankolóból származó minták területre vetített aktivitása nagyságrendileg megegyezik a halastó 1 m²-ére eső aktivitással. A lényeges különbség, hogy míg a halastó esetében az aktivitás csak a hordalék felső kb. 18 cm-es rétegében mutatható ki, addig a sankolóban a hasonló aktivitásérték 120 cm vastagságú szediment réteg összes aktivitását

jelentí. Ez a különbség jól látható a Bq kg⁻¹ értékek jelentős eltérésében a halastó és a sankoló mintái között.

Ha elfogadjuk a fent kifejtett álláspontot, ami szerint a halastó szennyezett hordaléka a sankolóban leülepedett hordalék része, akkor kézenfekvő, hogy a két hordalékot együtt vizsgáljuk (6. táblázat). A halastóban és a sankolóban mért értékek átlagát összeadva kb. 39KBq m² aktivitás adódik. Mivel a kihullás zöme a sankolót (kb. 6000 Bq kg⁻¹) és a halastavakat (7900 Bq kg⁻¹) már elkészült állapotukban érte, ezért ez a terhelés „in situ”, vagyis nem a leülepedett hordalékkal érkezett, hanem a hordalék a felhalmozódása után/közben további szennyezést kapott a kihullásból. A szediment származási helyének megállapítása szempontjából ez az „in situ” terhelés tehát nem játszik szerepet, azaz értéke levonható. Így a vízgyűjtőről származó szediment átlagos aktivitása kb. 33.000 Bq m⁻².

A bolygatatlan, referencia-talajszelvények jellemzője a vízgyűjtőn, hogy a szennyezés a felszíntől távolodva exponenciálisan csökken: 90%-a a felső 10 cm-es rétegben található, és nem hatol mélyebbre, mint 20 cm.

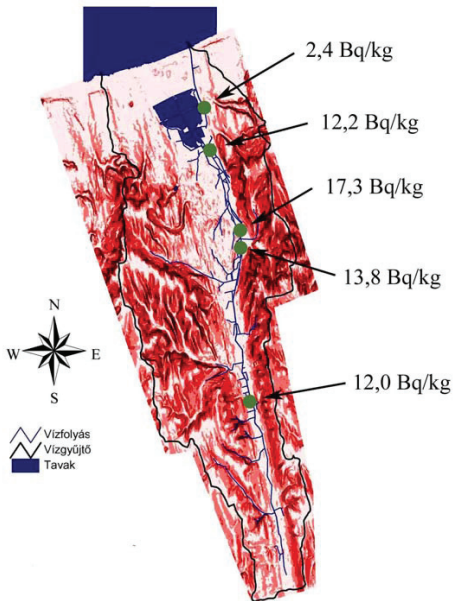
Minta hely	Kihullás Bq m ²	Σ Mért aktivitás Bq m ² 110cm ⁻¹	Korrigált aktivitás	Korrigált aktivitás2 Bq m ² 130cm ⁻¹	Modell	Feltalaj aránya %
S1	7900	11674	5674	23774	51350	47
S2	7900	12615	6615	24715	51350	49
S3	7900	15773	9773	27873	51350	55
S4	7900	16492	10492	28592	51350	56
S5	7900	10756	4756	22856	51350	45
S6	7900	8412	2412	20512	15800	131

10. táblázat. A mért és modellezett aktivitásértékek összehasonlítása a mintavételi helyeken. (Korrigált aktivitás = Mért – kihullás a sankolóra (kb. 6000 Bq); Korrigált aktivitás2 = Korrigált aktivitás + halastó; Modell = csak feltalaj eredetű hordalék esetén, Feltalaj = felső 20 cm-es talajréteg)

Kézenfekvő, hogyha a vízgyűjtőn kizárólag a felületi rétegerózió okozna talajelhordást, úgy a sankolót feltöltő hordaléknak nagyon magas aktivitásúnak kellene lennie. Mivel azonban a vízgyűjtőn jelentős a szántóföldek aránya, ahol a talajműveléssel a Cs-137 szennyezés természetes rétegződését összekeverték, homogenizálták, jó közelítéssel vehetjük alapul a talajok felső 20 cm-es rétegének egyenletes lepusztulását. Ha tehát azt feltételezzük, hogy a talajpusztulás nem csak a felszínen, hanem a szelvény felső 20 cm-es rétegében egyforma intenzitással hat, úgy a sankolóban és a halastóban található kb. 130 cm vastag hordalék 33 KBq m⁻² aktivitása helyett kb. 51 KBq m⁻² értéknek kellene

szerepelnie. A mért érték alatta marad a feltételezettnek, eszerint nem csak a felső 20 cm-es talajréteg erodálódik egyenletesen, hanem az erózió mélyebb, a szennyezés által nem érintett rétegeket is lepusztított, ezzel mintegy hígítva a sankolóban és a halastóban felgyülemlett hordalék aktivitását. A felszín alatti rétegek elhordására pedig csak a vonalas erózió képes. Ezen általános példa mellett a mintavételi pontokon tapasztalt eredményeket a 10. táblázat tartalmazza.

A „Feltalaj aránya” oszlopban szereplő értékek megmutatják, hogy az egyes mintavételi pontokon felgyülemlett hordalék mekkora hányada származik a vízgyűjtő felső 20 cm-es talajrétegének lepusztulásából. Az S6 pont irreális értékét az okozza, hogy e pont közvetlenül a sankolót lezáró műtárgy mellett van, itt az eredeti talajsínt csak néhány cm-es ülepedést tett lehetővé. Az innen származó minta felső kb.10 cm-es része hordalék, az ez alatti részek pedig az eredeti talajsínt tetejéhez tartoznak. A többi vizsgálati pont értékét átlagolva elmondhatjuk, hogy igen durva becslés alapján a sankolóban lévő hordalék fele származik a felső talajrétegből, a másik fele az altalaj lepusztulásának terméke. Ebből pedig az következik, hogy a vízgyűjtőn a vonalas erózióknak meghatározó szerepe kellett legyen.



13. ábra. A patakbeder hordalékának Cs-137 aktivitás értékei

A patak medréről vett hordalékminták Cs-137 aktivitását a 13. ábra szemlélteti. Látható, hogy a hordalék a patakmeder egész hosszában tartalmazott Cs-137 izotópot. A legmagasabb aktivitás-értéket a Viszi-patak betorkollása után mértem, ám ezzel együtt sem beszélhetünk jelentős aktivitás-értékekről. Szembetűnő ugyanakkor a sankoló utáni ponton vett hordalék alacsony aktivitás-értéke, amely a feltelt sankoló hordalékszűrő szerepét hangsúlyozza. Összefoglalva a mederben a szennyezett feltalajból származó

hordalékot mutattam ki, amely a vizsgált mederszakasz egészében többé-kevésbé egyenletesen tartalmazott Cs-137 izotópot, drasztikus csökkenés csak a sankoló utáni szakaszon volt.

5.2. A vízgyűjtő vízmosásai

5.2.1. A felmért vízmosások tulajdonságai

A Tetves-patak vízgyűjtő területén 140 vonalas eróziós formát vizsgáltunk meg, térképeztünk és mértünk fel, a teljesség igénye nélkül. E formák összes hossza meghaladja a 47 km-t, ami a STEFANOVITS és VÁRALLYAY (1992) szerinti osztályozási rendszerben a közepesen szabdalt terület felső határa. Mivel a felmérés nem terjedt ki a vízgyűjtő összes vízmosására, ezért valószínűsíthető, hogy a vízgyűjtő az erősen szabdalt kategóriába tartozik.

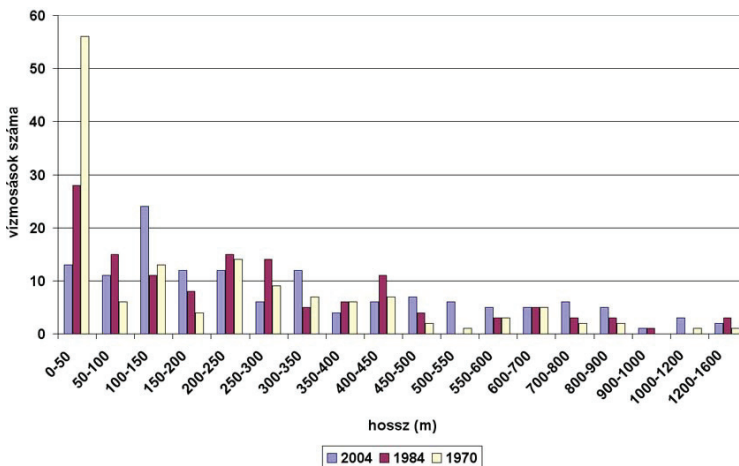
	1970	1984*	2004
összes hossz (m)	29942	36688	47064
összes hossz (%)	64	78	100
növekedés (m / év)		173	519

11. táblázat. A Tetves-patak vízgyűjtőjén felmért vonalas eróziós formák időbeni változása. Az 1984-es légifotó sorozat nem fedi le a vízgyűjtő egészét, 15 vízmosásról nincs adat. Ezek értékeit a 2004-es értékekkel helyettesítettem

A 11. táblázatban szereplő adatok a vonalas eróziós formák összes hosszának változását mutatják az elmúlt 35 év folyamán. Ebből adódóan a közölt értékek csak átlagos tendenciát írnak le, melyben nagy szerepük van az elmúlt 35 év folyamán megjelent vízmosásoknak. A 140 vizsgált vízmosás közül 55 még nem szerepel az 1972. évi térképeken és mintegy 25 nem látható az 1984-ben készült légifotókon. Annak ellenére, hogy a hiányzó légifotók miatt 15 vízmosáshoz 1984-ben is a 2004 évi hosszúság értékeket rendeltem jól látható, hogy az időegységre vetített átlagos növekedés mértéke 1984 után több mint kétszerese az ezt megelőző időszak növekedésének. A vizsgált időszakban a területen a rendelkezésre álló meteorológiai adatok alapján (csapadékösszeg) jelentősebb tendenciózus változás nem volt. Elképzelhető, hogy az elmúlt 40 év során változás történt a heves csapadékesemények visszatérési valószínűségében, de erre nem találtam adatot.

Megítélésem szerint a csapadékeloszlás esetleges változásai a nem indokolhatják az itt tárgyalt változásokat a vízmosságok fejlődésében.

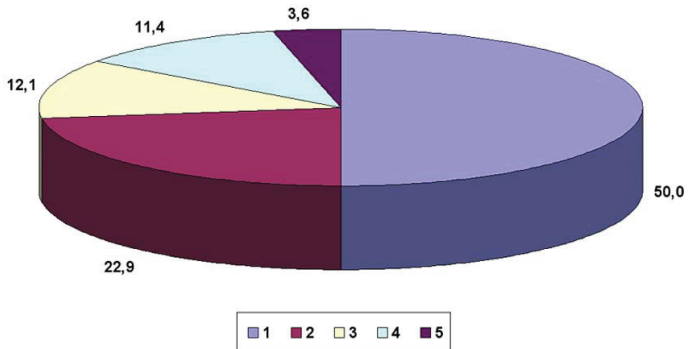
A felmérés idején a leghosszabb vízmosság nem haladta meg az 1600 m értéket, a legrövidebb 30 m-nél rövidebb volt. A hossz szerinti megoszlást az idő függvényében a 14. ábra szemlélteti. Mindhárom időpontra igaz, hogy a vízmosságok döntő többsége nem éri el az 500 m hosszúságot.



14. ábra. A vízmosságok megoszlása hosszuk szerint 2004-ben, 1984-ben és 1970-ben

A legjelentősebb tendenciózus változás a legkisebb, azaz az 50 m alatti kategóriákban látható. 1970-ben a vízmosságok több mint fele ebbe a kategóriába tartozott. Ezen vízmosságok egy részének aktív növekedése 1984-re az 50 m alatti kategória arányát 28 %-ra, 2004-re pedig 15% alá csökkentette, a legtöbb vízmosságot a 100–150 m közötti kategóriákban találjuk. A fent említett növekedési időszakokra az ábra tanúsága szerint eltérő dinamika jellemző. Az 1984 előtti időszakban főleg az 50 m-nél rövidebb, ezzel szemben 1984 után a hosszabb vízmosságok fejlődtek, különösen a 450 m-nél hosszabbak növekedése figyelhető meg. A hosszak 1984-2004 közötti időszakban történt kétszeres mértékű növekedése annak is tulajdonítható, hogy ez a periódus 20 évet ölel fel, míg az 1970–1984 közötti csak 14 évet. A nagymértékű növekedést (11. táblázat) elsősorban a leghosszabb vízmosságok okozták.

A különbségek oka valószínűleg egyrészt a mezőgazdasági táblák tömbösítése, amely nagy, egységes művelésű területeken teremtett kedvező feltételeket a felszíni lefolyás koncentrálódásának, másrészt a földterületek privatizációja során a vízelvezető csatorna és árokrendszerek fenntartásának megszűnte, azaz a vizek ellenőrizetlen lefutása a hegyoldalakról. Mindkét tényező önmagában is kedvez a nagyméretű vízmosságok keletkezésének és fejlődésének, együttesen pedig igen komoly károkozásra képesek.

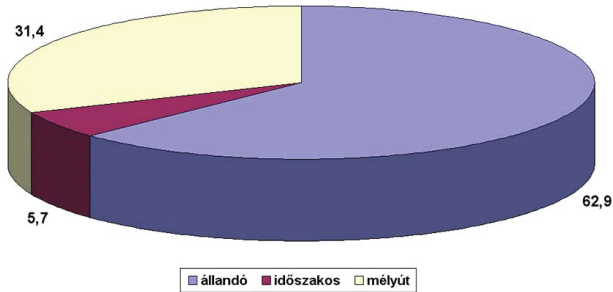


15. ábra. A vizsgált vonalas eróziós formák megoszlása aktivitásuk alapján (nagyobb szám nagyobb aktivitásra utal)

A völgy K-i oldala a vízgyűjtő területének alig egyharmadát teszi ki, mégis ezen található a vizsgált vonalas eróziós formák csaknem fele (49 %). Ennek oka a völgyi aszimmetria, azaz a Ny-i kitétséggű lejtők nagyobb hajlása (SZILÁRD 1967).

A 15. ábrán jól látható, hogy a vonalas eróziós formák pillanatnyi aktivitása összességében nem nevezhető nagyoknak. A vizsgált vízmosságok csaknem háromnegyede inaktív csekély aktivitású volt, azaz a hordalékszállításban csak mintegy negyedük vesz részt. A vizsgált vízgyűjtő területen az aktivitás növekedésével csökken az adott aktivitási kategóriába tartozó vízmosságok száma. Feltételezhetően a kategóriák egymáshoz viszonyított aránya nagyobb homogén terület esetén többé-kevésbé állandó, ám ez nem bizonyított.

A vízmosságok típusa (16. ábra) és aktivitása között kimutatható a kapcsolat. Az időszakos vízmosságok ugyanis – definíciójukból adódóan – megművelt szántóföldön keletkeznek, és évről évre nagyon komoly talajvesztéséget okoznak (5–6. kép). Aktivitásuk kötelezően a 4. vagy 5. kategória valamelyikébe kell, hogy essék. Kis számarányuk ellenére szerepük az előbbiekből adódóan meghatározó az egész vízgyűjtő tekintetében is.



16. ábra. A vizsgált vonalas eróziós formák megoszlása típus szerint



5. kép. Időszakos eróziós barázdák rendszere (Jazvina pusztja környéke)

A mélyutak (7. kép) szintén jelentős mennyiségű hordalékot szállítanak az erózióbázis felé. Ez elsősorban vonalvezetésükből fakad. Tengelyük általában igen nagy szöveget zár be a szintvonalakkal, azokra gyakran merőleges. A még használatban lévő utak erodáló hatása jóval nagyobb a már felhagyottakénál. Ez nem csak a keréknyomokban koncentráltan lefutó víz felárkoló tevékenységében nyilvánul meg, hanem az utak fenntartásában is. Ha ugyanis az útba vágódó barázdák elérik a kritikus mélységet, vagy szélességet, a fenntartó kénytelen földmunkagéppel elegyengetni a felszínt, vagyis jelentős mennyiségű talajt, vagy üledéket megmozgatni. Egy idő után az út olyan mélyen vágódik a

felszínbe, hogy már nem éri meg javítani, ilyenkor párhuzamos nyomvonallal új utat nyitnak – általában közvetlenül a felhagyott mellett –, amely előbb-utóbb szintén a felhagyott út sorsára jut.



6. kép. Időszakos vízmosás Jazvina puszta térségében



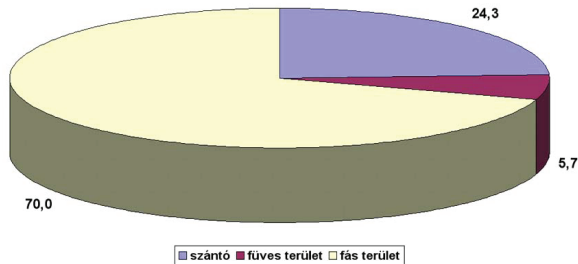
7. kép. Mélyút Jazvina puszta közelében. Az út jobb oldalán bevágódó mély eróziós barázda az oldalfal omlását készíti elő.



8. kép. A már kialakult eróziós árok az erdőben is tovább pusztul (Kisbabod mellett)

A felhagyott út eróziós aktivitása rohamosan csökken, egyrészt azért, mert felületén megszűnnek a fizikai hatások és benövi a növényzet, másrészt pedig mert vízgyűjtő területének egy részét átveszi az új út. A vizsgált vízgyűjtő egészére jellemzőek az egymással párhuzamosan futó, felhagyott utak, „mélyút-generációk” olykor három, négy is. A mélyutakhoz köthető erodáló hatás még olyan szélsőséges esetekben is komoly károkat okozhat, amikor az útnak gyakorlatilag nincs vízgyűjtő területe. Víz térségében van olyan mélyút, amely pontosan a gerincvonalon fut fel a hátra. Mélysége helyenként meghaladja a három métert, annak ellenére, hogy csak a felületére eső csapadékot vezeti le.

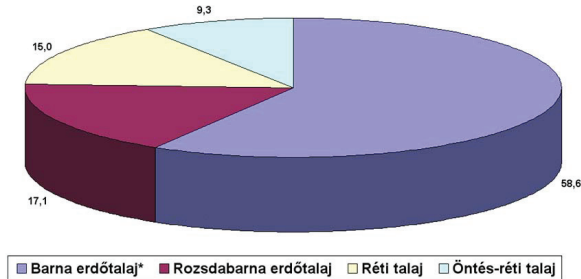
Széles körben tartja magát az a felfogás, ami szerint erdős területeken nincs talajerózió. Ez az állítás a felületi rétegerózió esetében igaz, de a vonalas erózióra nem áll (8. kép).



17. ábra. A vizsgált vonalas eróziós formák megoszlása a közvetlen környezet fedettségére szerint

Amint a 17. ábra adataiból kitűnik, a vizsgált vízmosások csaknem háromnegyede erdőben található. A helybeliek szerint a vízmosáskötés legjobb módja környezetének fásítása. Ezt a gyakorlatot folytatják annak ellenére, hogy a 30 éve vízmosáskötés céljából befásított területről azóta kb. 100 m³ talajt mosott ki a vonalas erózió, a fák pedig sorban dőlnek bele a vízmosásba.

Vizsgálataink alapján a vonalas erózió folyamatának megfékezésére a leghatékonyabb módszer a vízmosás teljes vízgyűjtő területére kiterjedő vízrendezés. Ha a felszíni lefolyás mennyiségét sikerül minimalizálni, a vízmosás fejlődése szükségszerűen megáll. Vagyis az erdősítés csak akkor ér célt, ha kiterjed a vízmosás vízgyűjtő területének nagy részére is. Szántóföldi művelés esetén pedig elengedhetetlen a felszíni lefolyás ellenőrzött, árkokban és csatornáknál történő elvezetése. Üzemeltetésük legnagyobb problémája, hogy folyamatos felügyeletet és karbantartást igényelnek, máskülönben a víz könnyen megkerüli őket.



18. ábra. A vizsgált vonalas eróziós formák megoszlása a talajtípusok szerint



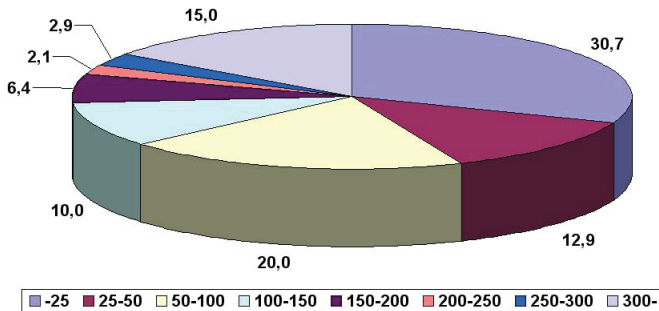
9. kép. Megművelt és fedetlen felszínen enyhe lejtőn is könnyen kialakul lineáris eróziós forma

A vízgyűjtő talajai és a vízmosások előfordulása közötti kapcsolatot vizsgálva (18. ábra) elmondható, hogy a vízmosások zöme barna erdőtalajon* alakult ki. Ez nem meglepő, hiszen ez a talaj uralja a vízgyűjtőt és részaránya különösen jelentős a nagy reliefenergiával bíró területeken, ahol a vonalas erózió megjelenése várható. Érdekes, hogy a rozsdabarna erdőtalajon található vízmosások részaránya meghaladja e talajváltozat vízgyűjtőn elfoglalt részarányát, annak ellenére, hogy e talajok jellemzően a mélyebb

* Ide soroltam a rozsdabarna erdőtalaj kivételével valamennyi, a barna erdőtalajok főtípusába tartozó talajtípust.

fekvésű, kisebb relief-energiával rendelkező homokos területeken, foltokban találhatók, vagyis e talajtípus meglehetősen érzékeny a vonalas erózióra. Habár a réti és különösen az öntés réti talajok a völgyfenéken (az allúviumon) helyezkednek el, ezeken is találtak vízmosásokat. Mivel e területek felszabdaltsága csekély, előszeretettel hasznosítják őket legelőként, illetve, ahol a talajvíz mélysége lehetővé teszi, szántóföldként. A vonalas eróziós formák zöme e talajokon a szántóföldi műveléshez kapcsolódik, itt az időszakos vízmosások aránya jelentős (9. kép).

A vízmosások jellemző keresztmetszévényeinek ismeretében meghatározhatóvá válik a vízmosás eróziós tevékenysége miatt hiányzó talaj mennyisége. A hiányzó talajmennyiséget a vízmosás vízgyűjtő területére vetítve egy mutató, az erodáltsági index adódik (19. ábra).



19. ábra. Az egy hektárra eső, vízmosás által erodált talajmennyiségek a vizsgált vízmosásoknál (Erodáltsági index m^3/ha)

Hangsúlyoznom kell, hogy ezek az értékek a vízmosások kialakulása óta halmozott mennyiségek, ám csak a konkrét bevágódással számolnak, azaz a vízmosásba belépő víz által szállított hordalékot nem veszik figyelembe, pedig ez a mennyiség gyakran jelentősebb, mint a vonalas erózió közvetlen talajpusztító hatása (PINZÉS 1968; WISCHMEIER 1977). Csakúgy, mint a többi mutató esetében itt is elmondható, hogy az adatok jelentős szórást mutatnak. Van olyan vízmosás, ahol kevesebb, mint $1 m^3$ talaj „hiányzik” 1 ha vízgyűjtő területről, míg a maximum $24.147 m^3 ha^{-1}$. A szemléletesség kedvéért: ez a talajvesztés felületi erózióra átszámolva mintegy 2,5 m vastagságú réteg elvesztését jelenti. Ahogy a hossz-értékek esetében, itt is igaz, hogy a vízmosások zöme a legalsó két – jelen esetben az $500 m^3 ha^{-1}$ alatti – kategóriákba esik. A vízgyűjtő egészét

tekintve a talajvesztés szempontjából azonban sokkal jelentősebbek a vízgyűjtő területük nagyságához képest jobban bevágódó vízmosások (8. kép). Az extrém értékek általában a nagyon kicsi vízgyűjtő területhez köthetőek, és mint ilyenek, elsősorban a mélyutakra jellemzőek.

A vizsgált vízmosások jelentős részénél *teraszokat* figyeltünk meg, ami mindenképpen szakaszos fejlődésükre utal. A már egyszer stabilizálódott vízmosás valamilyen külső körülmény megváltozása miatt egyszerre újra aktívvá válik és a régi nyomvonalon belül újra bevágódik. A vízmosások aktivitásának időbeni változása ismert (GÁBRIS et al. 2000), de a folyamat, illetve kiváltó okai még nem teljesen tisztázottak. Megfigyeléseink szerint egyes vízmosások újra aktivizálódásuk esetén nem kizárólag hátrafelé és oldalra folytatják a növekedést, hanem átvágvá saját korábbi hordalékkúpjukat, a lejtőn lefelé haladva is bevágódnak, növekednek. Valószínűleg ez a megnövekedett mennyiségű és energiájú felszíni lefolyásnak tulajdonítható.

Az egyes vízmosásokban található hirtelen, lépcsőszerű leszakadások, ún. „headcut”-ok tekintetében nem tudtam bizonyítható tendenciákat kimutatni. Az időszakos és a mélyút típusú formáknál – jellegükből adódóan – nem voltak headcut-ok. Az állandó vízmosásoknál sem minden esetben alakult ki headcut, ugyanakkor egyes formákban 4–5 is sorakozott egymás után. Kialakulásuk mikéntjére és pontos helyére – a felmérés alapján – nem tudok magyarázatot adni. A szerzők többsége a felszíni lefolyás energiájának hirtelen növekedésével illetve litológiai-talajtani okokkal magyarázza a headcut-ok megjelenését. Ezek bizonyításához az adatbázis mélyebb elemzése szükséges.

5.2.2. A vízmosások osztályozása

Az első lépésben elvégzett χ^2 -próba ($n = 140$) teljes függetlenséget mutatott a vizsgált paraméterek bármely párosításánál. Természetesen ebbe a vizsgálatba nem vontam bele a származtatott paramétereket, mivel ezek nyilvánvaló összefüggésben állnak a „szülő” paraméterekkel. Az egyes változók kapcsolatát a PEARSON-féle korrelációs együttható számításával is elvégeztem (12. táblázat). A változók függetlensége az eróziós folyamat bonyolultságára és szerteágazó voltára utal.

Az adatbázis egészét vizsgálva a vizsgálati módszerek köre a meglehetősen vegyes adatstruktúrának köszönhetően korlátozott (lásd 4.2.1. fejezet). További nehézséget okozott, hogy a változók jelentős része nem normál eloszlású. A további elemzések elvégzéséhez az adatbázis változóira logaritmikus transzformációt alkalmaztam (BÁDONYI

2006), miáltal a változók sokkal közelebb kerültek a normál eloszláshoz, ugyanakkor megtartották eredeti információtartalmukat. Az így standardizált adatbázison az összes változó bevonásával a hierarchikus osztályozást több módszer szerint is elvégeztem. Az osztályozások minden esetben egy homogén tömeget mutattak, amely az összes vizsgált paramétert figyelembe véve nem bontható csoportokra.

Correlations																	
		Vízmosás hossza 2004-ben	Vízmosás hossza 1998-ban	Vízmosás hossza 1988-ban	Leszokad- ások száma	Átlagos kezeseltv érv. mélység	Vízgyűjtőterü- let mérete	Terasz mérete	Vízgyűjtőter- ület mérete	Vízmosás típusa	Vízmosás közvetlen területhasználat %a %-a kor	a vízgyűjtő- területen %a %-a kor	vízgyűjtő talajtípusa %-a kor	vízmosás növényzete %-a kor	szűföldi megtartás	aktivitás %-a kor	
Vízmosás hossza 2004-ben	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)	1.000 N	.774* 140	.890* 125	.269* 140	.289* 140	.137 140	.000 140	.241 140	.196 140	.320 140	.581 140	.291 140	.004 140	.043 140	.004 140	.017 140
Vízmosás hossza 1998-ben	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)		1.000 N	.890* 125	.289* 140	.289* 140	.148 140	.229* 140	.086 140	-.098 140	-.087 140	-.083 140	.022 140	.001 140	.033 140	.247* 140	.085 140
Vízmosás hossza 1988-ban	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)			1.000 N	.303* 125	.216* 140	.209* 125	.115 125	-.115 125	-.106 125	-.112 125	-.136 125	.012 125	.039 125	.034 125	.250* 125	.116 125
Leszokadások száma	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)				1.000 N	-.037 140	-.067 140	-.092 140	.112 140	.036 140	.210* 140	-.191* 140	.052 140	-.096 140	.059 140	.048 140	.351** 140
Átlagos kezeseltv. mérete	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)					1.000 N	.465 140	.465 140	.186 140	.875 140	.013 140	.024 140	.544 140	.260 140	.489 140	.570 140	.000 140
Vízgyűjtőterület nagysága	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)						1.000 N	.025 140	.031 140	.020 140	.039 140	.039 140	.075 140	-.150 140	.036 140	.015 140	.227* 140
Terasz mérete	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)							1.000 N	-.049 140	.050 140	-.038 140	-.029 140	-.019 140	-.019 140	.059 140	.136 140	.000 140
Vízgyűjtőterület jelölése	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)								1.000 N	.026 140	-.317** 140	-.040 140	-.110 140	-.134 140	.093 140	-.081 140	.000 140
Vízmosás típusa %a-kor	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)									1.000 N	.189* 140	.427** 140	.228* 140	-.170* 140	-.089 140	.350* 140	.000 140
Vízmosás közvetlen területhasználat %a-kor	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)										1.000 N	.520** 140	.212* 140	-.025 140	-.098 140	.164 140	.000 140
a vízgyűjtő területen %a kor	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)											1.000 N	.172* 140	-.116 140	.056 140	.202* 140	.000 140
vízgyűjtő talajtípusa %a-kor	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)												1.000 N	.044 140	-.021 140	.109 140	.000 140
vízmosás növényzete %-a kor	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)													1.000 N	.608 140	.802 140	.198 140
szűföldi megtartás	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)														1.000 N	.534 140	.005 140
aktivitás %a-kor	Pearson Correlation Sig. (2-tailed)															1.000 N	.327 140

*. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

** Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

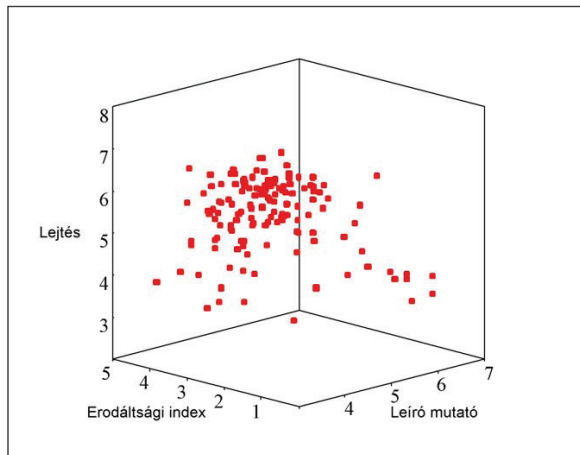
12. táblázat. A korrelációanalízis eredményei a vizsgált változókra

A nominális változók számszerűsítésével míg a lehetőleg további mutatók számítására és újabb statisztikai feldolgozási módszerek alkalmazására (4.2.2.). Minden egyes nominális változó (a vízmosás típusa, helyszíne, aktivitása, növényzete és vízgyűjtőjének talajtípusa, területhasználat) a 0–10-ig terjedő skálán egyenlő osztásközi értékeket kapott (5. és 14. táblázat), a kisebb értékek a kisebb eróziós veszélyeztetettséget jelentik. A nominális változók értékeinek összeszerésével olyan skálához jutunk, amely még mindig nem folytonos, de az egyes esetek itt már sokkal többféle értéket vehetnek fel, mint az egyedi nominális változók esetében (DE VENTE et al. 2005). Az így nyert mutatót leíró mutatónak nevezzem el, mivel eredetileg nem számszerű adatokból származik.

A szigorúan vett statisztikai metodika szerint e leíró mutató még ebben a formában sem mérhető össze tökéletesen a korábbiakban tárgyalt eródlátsági indexszel (területegységre eső vonalas talajvesztés), aminek értéke abszolút skálán fut. Szintén

nem mérhető abszolút skálán a vízmosások vízgyűjtőinek meredekségét számszerűsítő mutató (a vízgyűjtő lejtésmutatója), amelyet a harmadik osztályozási szempontként használtam fel. E kitételek figyelembevételével azonban megítélésem szerint érdemes elvégezni a hierarchikus osztályozást. Tekintve, hogy a vizsgálni kívánt három változó immár közel normál eloszlású és így összemérhető, az osztályozás a csoportok közötti kapcsolatok alapján készült. Az egyes esetek hasonlóságának meghatározására az euklidészi távolságok négyzetét használtam.

Az SPSS program által elvégzett osztályozás a felmért vízmosásokat az alábbiak szerint csoportosította. A pontfelhő ez esetben is meglehetősen egyöntetű (20. ábra), azonban már elkülöníthetünk – még ha nem is olyan markáns – csoportokat is. A program által létrehozott klaszter-középpontok köré rendezhető pontfelhő kiterjedése sok esetben nagyobb mint két szomszédos klaszter-középpont távolsága. KÓRÓDY (2006) a Mórág–Geresdi–dombágban felmért vízmosásokon végzett klaszterezési eljárások után hasonlóan csekély különbséget tudott kimutatni az egyes csoportok között. Megítélésem szerint a nem túl meggyőző statisztikai különbség ellenére érdemes a létrejött csoportokat külön-külön is elemezni, mivel ez alapja lehet egy, a vonalas eróziós formákat tipizáló rendszernek. A dendrogramon a főcsoportok közötti jelentősebb különbségeket vizsgálva nyolc osztály figyelhető meg (13–14. táblázat).



20. ábra. A felmért vízmosások eloszlása három mutató logaritmus-transzformált értékei alapján

	Vízmosások száma a csoportban	Vízmosás hossza 2004	Vízmosás hossza 1968	Vízmosás hossza 1984	Headcut száma	Átlagos keresztmetszvény mérete	Vízgyűjtő terület mérete	Terasz megléte	Vízmosás aktivitása	Vízgyűjtő terület lejtés-viszonyai	Vízmosás típusa	Vízmosás közvetlen környezete	Vízgyűjtő területhasználata	Talajtípus	Vízmosás növényzete	Szuffízió megléte	Erodáltsági index	Leíró mutató
	db	m	m	m	db	m ²	ha										m ² /ha	
I	38	273,5	134,4	180,7	0,8	10,4	23,2	1,08	34,2	2408722,3	58,1	37,4	54,4	32,9	66,4	1,05	270,6	6932,3
II	30	360,7	297,2	312,0	0,4	19,6	8,5	1,17	25,3	355975,6	47,7	42,0	53,3	34,2	67,5	1,03	1700,8	4584,5
III	26	426,9	267,6	322,7	1,8	26,6	10,4	1,23	58,5	1395151,3	59,2	49,8	70,8	49,0	75,0	1,19	1670,6	29945,9
IV	18	302,7	223,3	277,1	0,3	23,4	2,3	1,11	25,6	18527,9	53,8	57,2	55,4	55,6	55,6	1,00	5629,6	11093,2
V	10	418,1	231,0	294,0	0,4	3,0	32,1	1,10	68,0	11965,1	90,1	96,7	96,7	72,5	90,0	1,00	22,6	415308,5
VI	9	197,1	91,6	122,9	1,0	10,7	10,2	1,11	53,3	284586,9	70,7	77,7	85,3	61,1	80,6	1,00	197,0	170369,6
VII	7	426,1	258,0	319,2	1,3	106,0	6,6	1,29	34,3	1364379,0	52,4	52,1	52,4	32,1	60,7	1,14	10441,1	6321,6
VIII	2	177,5	0,0	88,5	0,0	7,8	56,0	1,00	20,0	1555329,5	50,0	66,5	50,0	37,5	50,0	1,00	6,1	11671,7
Összes	140	336,1	213,9	252,4	0,8	21,3	14,4	1,14	39,1	1101145,7	58,2	51,2	62,2	43,8	68,9	1,06	2008,4	50951,7

13. táblázat. A vizsgált vízmosások csoportbeosztása az erodáltsági index, leíró mutató és a vízgyűjtő lejtésmutató alapján. A sorokban a csoportok számtani átlagai találhatóak

Vízmosás típusa	10 = időszakos	6,7 = folyamatos	3,3 = mélyút	
Talajtípus	10 = öntés-réti	7,5 = réti	5 = RBET ¹	2,5 = BET ²
Vízmosás növényzete	10 = semmi	7,5 = lágyszárúak	5 = cserjék	2,5 = fák
Vízmosás közvetlen környezete	10 = szántó	6,7 = füves terület	3,3 = erdő	
Vízgyűjtő területhasználata	10 = szántó, gyümölcsös	6,7 = "kötés"	3,3 = erdő	
Vízmosás aktivitása	10	8	6	4

14. táblázat. A nominális változók kódolt értékeinek jelentése

¹ RBET = Rozsdabarna erdőtölaj

² BET = Egyéb barna erdőtölaj

Első ránézésre a vízmosásokat kétfelé bonthatjuk. A vizsgált formák zöme (80%) az első négy csoport valamelyikébe tartozik. E csoportok közös jellemzője, hogy a vizsgált terület egészén szóródva helyezkednek el, a térben nem csoportosulnak. A maradék 20% szintén négy csoportot (V-VIII) alkot. Ebből adódóan ezen utóbbi csoportok igen csekély egyedszámúak, ami nem feltétlenül utal a talajpusztulásban betöltött szerepükre. Az egyes csoportokat az alábbiakban jellemzem.

I. csoport



10. kép. I. csoportba tartozó vízmosás részlete

E csoportba tartozik a vizsgált vízmosások mintegy 27%-a. A 2004. évi állapotot alapul véve a vízmosások a vízgyűjtő átlagánál valamivel rövidebbek, átlagos keresztmetszvényük mérete pedig nem éri el a vízgyűjtő átlagának felét (10. kép). Vízgyűjtőjük ugyanakkor kétszerese az átlagosnak. E három mutató eredőjeként az erodáltsági indexük is csak a vízgyűjtőátlag töredéke, annak ellenére, hogy az ebbe a csoportba tartozó vízmosások rendelkeznek a legmeredekebb vízgyűjtő területtel. Növekedésük jellemzően nem a keresztmetszvény növekedésével, hanem az intenzív hátravágódás révén valósul meg. E csoport produkálta a vizsgált időszak egyik

legnagyobb hossznövekedését, azaz közel 40 év alatt megkétszerezte az átlagos hosszát. Ezzel összefüggésben dominál a barna erdőtalaj és közvetlen környezetként az erdő. Aktivitásuk elmarad az átlagostól, mint ahogy a leíró mutató értéke is jóval átlag alatti. Összességében a Tetves-patak vízgyűjtőjének tipikus vízmosása erdőben van, 20 ha feletti, igen nagy esésű vízgyűjtővel rendelkezik, a múltbeli és jelenlegi fejlődése azonban nem jelentős.

II. csoport

A vízgyűjtő vízmosásaiból 21%-kal részesedik. Leegyszerűsítve, e csoportot tekinthetjük a mélyút típusú vízmosások osztályának is (11. kép), ebből fakadóan viszonylag kis területről gyűjtik a felszíni lefolyást. Az út felhagyásával sok esetben stabilizálódnak, így

a csoport aktivitása minimális. Hosszuk és átlagos keresztmetszvény-méretük a vízgyűjtő átlaga körül mozog. Esetükben a leíró mutató értéke a legalacsonyabb, ezzel is alátámasztva a jó lejtőállékonysági viszonyokat, amelyeket csak az útvonalvezetés és -használat káros hatása bontott meg. Vízgyűjtők átlagos lejtése csekély és jellemzően erdőben találhatóak. Az erodáltsági index értéke nem éri el az átlagot. Az ebbe a csoportba tartozó vízmosásoknál az elmúlt mintegy 40 évre vonatkozóan nagyon csekély hátrálást (hosszbeli növekedést) regisztráltunk. Fejlődésük – a mélyutakra jellemzően – alapvetően a bevágódás mélyülésével történik.



11. kép. II. csoportba sorolt mélyút részlete

III. csoport

Ebbe az osztályba tartoznak a vízgyűjtőn található leghosszabb vízmosások, részesedésük 19%. Érdekes, hogy a csoportban magas a terraszal rendelkező vízmosások aránya és itt található a legtöbb szuffózió által érintett vonalas forma. Ugyancsak erre a csoportra jellemző a vízmosásonkénti legtöbb headcut. Ez azért is figyelemre méltó eredmény, mert e három mutató nem része egyik osztályozási szempontnak sem. A terraszok meglehetősen utalhatnak időszakos aktivitásváltozásra, azonban elképzelhető az eltérő erodálhatóságú rétegek váltakozása is a szelvényben. E második eshetőséget a headcutok jelenléte is alátámasztja. A meglehetősen magas aktivitás értékek a jelenlegi igen erős talajpusztulásra utalnak, a csoport ebből fakadóan meghatározó szerepet játszik a vízgyűjtő talajpusztulásában (12. kép).



12. kép. III. csoportba tartozó vízmosás részlete közvetlenül egy headcut alatt

IV. csoport



13. kép. IV. csoportba tartozó vízmosás részlete

Még a nagyobb egyedszámú csoportok közé tartozik, részesedése majdnem 13%. Legjellemzőbb tulajdonságuk az igen csekély méretű vízgyűjtő terület. Ennek tulajdonítható

az átlag kétszeresét is jóval meghaladó erodáltsági indexérték. E kis vízgyűjtők jellemzően nem rendelkeznek jelentős reliefenergiával és a területhasználatuk is kedvezőnek mondható a talajvédelem szempontjából. Ezen értékek a többi nominális változóval összhangban eredményezik az igen alacsony értéket a leíró mutató esetében. Mindezekből következően a csoportban szereplő vízmosások aktivitása is igen kicsi, jelentőségük a recens felszínfejlődésben és a talajerózióban másodlagos. Megjelenésük az egész területen jellemző, semmilyen elv szerint nem koncentrálnak (13. kép).

V. csoport



14. kép. V. csoportba tartozó vízmosás részlete

Ebbe az osztályba csak 10 vízmosás tartozik, ami alig több mint az összes 7%-a, a csoport mégis meghatározó jelentőségű. E csoport képviseli a mintában az időszakos vízmosást. Ezeknek legkisebb az átlagos keresztmetszvényük, amely csak hetede a vízgyűjtő-átlagnak, aktivitásuk mégis jelentősen kiemelkedik a vizsgált mintából (14. kép). Az irodalomból jól ismert tény, hogy e vízmosásoknak van meghatározó jelentőségük a vízgyűjtőtisztító hordalékszállításban. A leíró mutató maximális értéke jól számszerűsíti az igen kedvezőtlen talajvédelmi viszonyokat, míg az alacsony értékű erodáltsági mutató a folyamatos talajművelés hatását tükrözi. Az összes ide tartozó vízmosás a vizsgált terület D-i harmadában található, ahol a kevésbé mozgalmas felszínen nagyon magas a szántóföldek és gyümölcsösök aránya.

VI. csoport



15. kép. VI. csoportba sorolt vízmosás részlete

Hasonlóságot mutat az V. csoporttal, ebben az osztályban is található időszakos vízmosás, így itt is mutatkoznak a fent leírt jelenségek, csak tompítva. Az alapvető különbség a két csoport között a vízmosások hossza és átlagos keresztmetszvénye méretei tekintetében van. A VI. csoportban jóval rövidebb, ugyanakkor sokkal nagyobb keresztmetszvényvel rendelkező vonalas eróziós formák jellemzők (15. kép). Az e csoportba tartozó vízmosások vízgyűjtői szintén átlag alatti relief-energiájúak, de ugyancsak meghaladják az V. csoportban mért értékeket. E csoport az I. osztályhoz hasonlóan intenzív hossznövekedést mutatott az elmúlt 40 év során, vagyis

hosszát közel megkétszerezte. A hasonlóság a területi elhelyezkedésben is tetten érhető, e csoport vízmosásai is zömmel a vizsgált terület D-i harmadában vannak.

VII. csoport

Vízmosásai valószínűleg a legidősebb vizsgált vonalas eróziós formák közé tartoznak (16. kép). Átlagos keresztmetszvény-méretük eléri a vízgyűjtőátlag ötszörösét, ehhez a legkisebb átlagos vízgyűjtőterület társul. E két mutató értéke jelentősen megnöveli az erodáltsági indexet, amely e csoport esetében éri el a maximumot (az átlag ötszörösét). Ez a jelentős talajvesztés igen kis értékű leíró mutatóval áll szemben, vagyis a vizsgált nominális változók pillanatnyi értékei önmagukban nem indokolják a vízmosások méreteit. E formák a múltban minden bizonnyal jelentősebb aktivitással rendelkeztek. Ezt a megállapítást támasztja alá a csoportban nagyszámban megjelenő teraszok jelenléte. A jelenben mért átlagos aktivitás érték tehát külső tényezők hatására könnyen megváltozhat, vagyis e vízmosások meglehetősen instabil rendszert alkotnak. Ugyancsak figyelemre méltó a csoportra jellemző oldalazó erózió, valamint az omlások, csúszások, amelyek a vízmosások hátrálásán,

méretnövekedésén kívül az elszenvedett talajvesztés jelentős részét okozzák. Egy kivételtől eltekintve a csoport vízmosásai a patak jobb partján a meredekebb, Ny-i kitettségű lejtőn alakultak ki.



16. kép VII. csoportba tartozó vízmosás részlete

VIII. csoport

A VIII. csoportba tartozó vízmosásoknak jellemzően nagy a vízgyűjtő területe, de a csoportok közül a legkisebb keresztszelvénnel rendelkeznek, azaz csekély a bevágódásuk, vagyis erodáltsági indexük minimális értékű. Nem található bennük sem időszakos aktivitásváltozása utaló terasz, sem szuffózióra utaló jel. E két vízmosás átlagos hossza a legkisebb a csoportok közt. Annyira fiatalok, hogy 1968-ban még nem léteztek, ennek ellenére pillanatnyi aktivitásuk minimális. Mindezekből adódóan valószínűsíthető, hogy igen lassan fejlődő, a vízgyűjtő egészét tekintve elhanyagolható szerepű csoportról van szó, amelynek létét elsősorban a hatalmas vízgyűjtő terület magyarázza.

Az osztályozáshoz használt mutatószámok közül az erodáltsági index egyértelműen a múltbeli talajpusztulás mértékére utal, ez pedig – mint a fenti csoportosításból kitűnik – nincs összefüggésben a vízmosás pillanatnyi aktivitásával. Ezek szerint ez a mutató elsősorban a vízmosások múltjáról, illetve az összes eddigi talajpusztulásról ad tájékoztatást. Alapja lehet

egy terület vízmosásokkal történt felszabdaltságának méréséhez, kiküszöbölve azt a problémát, hogy a meglévő mutató kizárólag csak hossz alapján mérte a vízmosásokat, „egy kalap alá véve” a mélybarázdát, a dellét és a völgyet.

Amennyiben a vízmosásokat jelenlegi „teljesítményük” alapján kívánjuk csoportosítani, a leíró mutató sokkal megfelelőbbnek tűnik. Használatát az indokolja, hogy mivel több, viszonylag jól definiált és egzakt mutatóból tevődik össze, értékének meghatározásakor kisebb a tévedés és a szubjektivitás lehetősége, mintha pl. kizárólag csak az „aktivitás” mutató értékeire hagyatkoznánk.

Az osztályozáshoz használt harmadik mutató jól számszerűsíti valamely terület domborzatának változatosságát, viszont önmagában a vízmosások megítéléséhez – az elvégzett osztályozás szerint – nem nyújt elegendő információt. Ugyanakkor a másik két mutató információinak kiegészítésére jól alkalmazható.

A talajerózió szempontjából az V. csoport vízmosásainak van meghatározó jelentősége a vízgyűjtőn. Jelentősebb szerepet játszanak még a VI. és a III. csoport vízmosásai, összesen 45 vonalas eróziós forma (32%). Más szóval ez azt jelenti, hogy a felmérés időszakában a vízmosások egyharmada aktívan fejlődött következképp a vízgyűjtőről lepusztuló és általuk elszállított mennyiségéhez a vízmosás falak hátrálása/omlása és a talpak is eróziója során termelődött anyag mennyisége is hozzáadódott, így maguk a vízmosások is hozzájárultak a talajpusztuláshoz. Számos jel utalt az aktivitás hirtelen és jelentős mértékű megváltozására a vizsgált időszakon belül is. Ebből fakadóan a vízmosások fejlődésének meglehetősen összetett folyamatába viszonylag könnyen be lehet avatkozni, illetve mértékét befolyásolni lehet (SCHWEITZER 1992). Ezzel szemben a már létrejött vízmosások szerepét a felszíni lefolyásban és a máshonnan származó hordalék szállításában csak sokkal komolyabb beavatkozások révén lehet mérsékelni.

A védekezés egyik lehetősége a csekélyebb számú, de komolyabb talajvesztéséget okozó időszakos vízmosások felszámolása. Feltételezve, hogy a területen a szántóföldi művelés fennmarad, ez a gyakorlatban csak a szántóföldi művelésű táblák tulajdonosainak érdekeltté tételével valósítható meg, ugyanis az időszakos vízmosások leginkább a szántóföld érintett részeinek gyepesítésével szüntethetők meg. A termelő emiatt nem csak a kieső terület miatt szenved veszteséget, hanem többletköltségei is keletkeznek. Ezen beavatkozások tehát csak külső hatásra (büntetés vagy – sokkal inkább – támogatás) valósíthatók meg. Megítélésem szerint jelen gazdasági, társadalmi és kulturális körülmények között a költségvetési támogatások okszerű alkalmazásának lenne leginkább realitása.

Az aktív vízmosások másik csoportjának stabilizálása nagyobb előfordulási számuk és kisebb fajlagos hordaléktermelésük miatt nehezebben kivitelezhető és költségesebb is. A fő probléma, hogy míg az időszakos vízmosások a vízgyűjtő D-i részének szántóföldjeire koncentrálnak, addig a többi aktív vonalas eróziós forma a vízgyűjtő egészén megjelenik. Stabilizálásuk legkézenfekvőbb módja a felszíni lefolyás szabályozása. Az irányított vízvezetés a legtöbb vízmosás továbbfejlődését megakadályozza, de kialakítása költséges és a fenntartása is jelentős forrásokat köt le. További probléma, hogy helyi szinten senki nem tartja feladatának a külterületek vízrendezését.

A vízmosások felmérése alapján a Tetves-patak vízgyűjtőjében összesen 1.198.268 m³ talaj és üledék mozdult el a vonalas erózió hatására. Ez a mennyiség a vizsgált felszíni formák kialakulása óta eltelt időben pusztult le. Az időszak pontos meghatározása nagyon nehéz.

Ha feltételezzük, hogy a vízmosásokból hiányzó talaj térfogata egyenesen arányos a vízmosások hosszával, úgy a vizsgált időszakra vonatkozóan becslést tehetünk. 1970 és 2004 között a vízmosások hossza mintegy a másfélszeresére (157%-ra) nőtt (11. táblázat). Elfogadva a térfogat és a hossz közötti közvetlen összefüggést, azt mondhatjuk, hogy 1970-ben a hiányzó talaj-, illetve üledékmennyiség a 2004. évi érték 64%-a, azaz 763.182 m³. Ez egyszersmind azt is jelenti, hogy a vizsgált 34 év alatt kb. 435.086 m³ talaj pusztult le a vonalas erózió következményeként.

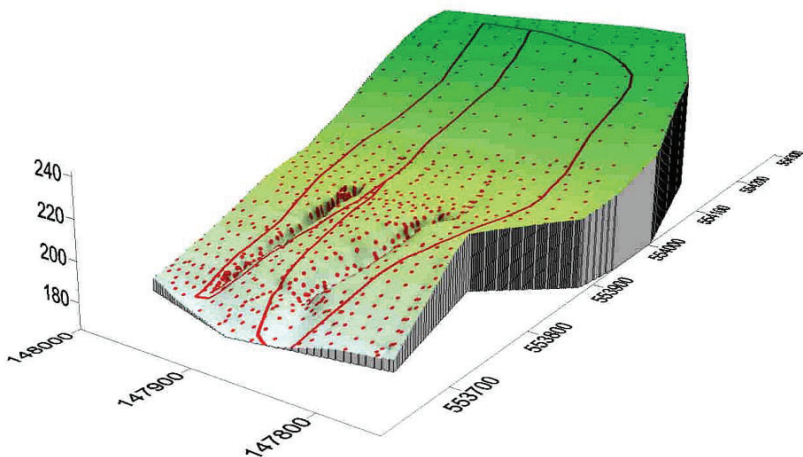
A hordalékanyag Különböző távolságokba jutott el: egy része a völgytalpon vagy a vízmosások végében a hordalékkúpon rakódott le, más része bekerült a patakba és a sankolóban halmozódott fel.

A nyomjelzéses módszer eredményei alapján tudjuk, hogy a sankolótér mintegy fele, 43.750 m³ e 34 év alatt „altalaj” eredetű hordalékkal töltődött fel. Ebből az következik, hogy a Tetves-patak vízgyűjtőjén a vizsgált 34 év alatt a vízmosások által lepusztított talajmennyiség mintegy 10%-a bekerült az élővízbe és elhagyta a vízgyűjtő területét. Egyenletes időbeni talajpusztulást feltételezve ez évi 1287 m³ hordalékot jelent a kb. 120 km²-es vízgyűjtőről, mindez – szabad sankolókapacitás híján – a Balatont terheli. Megjegyzendő, hogy ez csak a vonalas erózió által lepusztított mennyiség: a lepelérózió ugyanekkora mértékű kárt okozott a vizsgált időszakban.

5.3. A vízmosások részletes vizsgálatának eredményei

5.3.1. A vízmosások geodéziai felmérése

A részletesen vizsgált vízmosásokat az Egységes Országos Térképészeti Rendszerben több száz pont geodéziai meghatározásával mértük fel. A pontok közötti felületet a KRIGING módszer segítségével, interpolálással határoztuk meg (21. ábra).



21. ábra. Geodéziai felmérésen alapuló digitális domborzatmodell a két részletesen vizsgált vízmosásról

Az így létrehozott domborzatmodell ugyan jó tájékoztató alapként szolgál az egyes vízmosások morfológiáját illetően, az interpolálás pontatlanságai miatt azonban konkrét geometriai számításokat nem tesz lehetővé. Segítségével azonban a vízmosás kataszterezés során meghatározott paraméterek tovább pontosíthatóak.

A kitüntetett domborzati helyeken (headcutok, peremek, hordalékkúpok) felvett pontok a továbbiakban lehetőséget adnak e pont magasságának ismételt meghatározására. Ezzel hosszú távú monitorozás veheti kezdetét, ami a vízmosások változásának (fejlődésének, hátravágódásának, mélyülésének, szélesedésének és esetleges feltöltődésének) üteméről részleteiben is információt tud szolgáltatni. Célszerű, hogy a kijelölt pontok magasságának meghatározása a fejlődés függvényében eltérő időpontokban – előreláthatólag ötvenente – történjék.

5.3.2. A felszíni lefolyás oldott anyag tartalma

A vizsgált keresztshelvény Ny-i kitétségű lejtőjének jellemző talajai a löszön képződött Ramann féle barna erdőtalaj eltérő mértékben erodált változatai, illetve a lejtő alsó szakaszán ennek lejtőhordaléka. A völgyben öntésréti talaj található. Mivel a vonalas erózió szempontjából elsősorban a típusos barnaföld tulajdonságai a mérvadóak, ezért a talajvizsgálatok során ezt a talajt mintáztuk. A vízmosságok fölötti nagyüzemi szántóföld átlagmintájának eredményeit a 15. táblázat mutatja be.

K_A	33
pH_{KCl}	7,33
pH_{H_2O}	7,89
$CaCO_3$ (%)	21%
SOM (%)	1,09%
AL- P_2O_5	99 mg/kg
AL- K_2O	53 mg/kg

15. táblázat. A keresztshelvényben uralkodó típusos barnaföldet jellemző talajfizikai és talajkémiai paraméterek

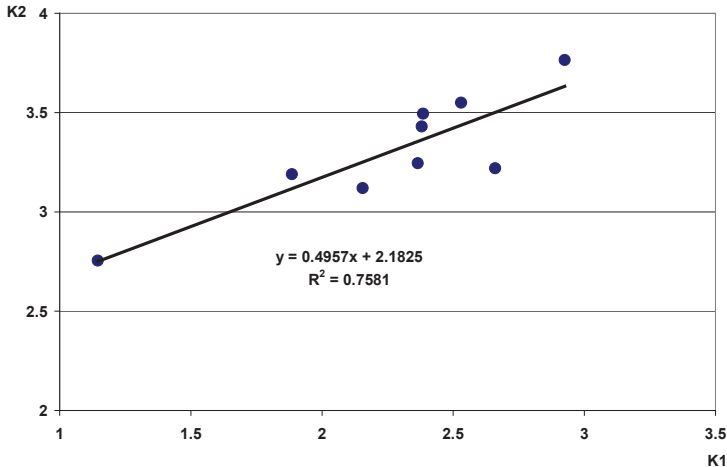
A talajmintákból desztillált vízzel oldható foszfor és nitrogénformák mennyiségét a 16. táblázat tartalmazza.

Ami a foszfor mennyiségét illeti, megállapíthatjuk, hogy kiugróan magas oldott értéket csak a rendszeresen műtrágyázott, kisüzemileg művelt szántóföld talajából mutattunk ki. E feltalaj esetében pozitív összefüggés van az oldás ideje és az oldott foszfor mennyisége között, ami a másik két talajról nem mondható el. Ezeknek viszonylag csekély és a talajhoz erősen kötött foszfortartalma nem oldódik jobban az idő múlásával, az ingadozások a mérési és mintavételi hibahatáron belül mozognak.

	15 perces oldás			24 órás oldás		
	Szántó	Háztáji	Lösz	Szántó	Háztáji	Lösz
Oldott P	0,233	3,406	0,098	0,074	4,459	0
Oldott NO_2-N	0	0,101	0,041	0,002	0,037	0,091
Oldott NO_3-N	0,93	0,44	0,76	0,58	0,29	0,16
Oldott NH_4-N	0	0	0	0	0	0
Össz. oldott N	0,93	0,541	0,801	0,582	0,327	0,251

16. táblázat. A talajokból desztillált vízzel oldatba vihető foszfor és nitrogén mennyisége, (mg/g), 0 = kimutathatóság alatt

A nitrogénformákról elmondható, hogy ammóniumot egyáltalán nem sikerült kimutatnunk, a nitrit-tartalom csekély, a nitrát is csak kevéssel haladja meg a nitrit értékét. Tekintettel a felszín jó oxigénellátottságára, az oldatba vihető nitrogén a talajban oxidált formában van jelen, a redukált formák részaránya csekély.



22. ábra. A K1 és K2 talajvíz kutakban mért oldott foszfortartalmak összefüggése (mg/l)

Mivel a 2001. évben a kiválasztott négy csapadékesemény kutakból vett mintái alapján szoros összefüggés mutatkozott a két kútban található oldott foszfortartalom között, az összefüggés bizonyítására további öt-öt, a kutakból vett mintát vizsgáltunk meg. Így összességében a 2001. évben, 9 csapadékeseményhez köthető mintavétel alapján a talajvíz oldott foszfortartalmáról az alábbiakat állapíthatjuk meg: A magasabb értékeket a patakhöz közelebbi kútban mértük: 2,5–4,0 mg/l. A másik kút oldott foszfor tartalma 2–3 mg/l. A két kút között direkt lineáris összefüggést lehet kimutatni (22. ábra). A K2 kút következetesen magasabb oldott foszfortartalmára egzakt magyarázatot nem tudunk adni, feltételezhetően a talajvíz mozgása állhat a háttérben. Feltételezésünk szerint a talajvíz a felszíni lejtésnek megfelelően alapvetően K–Ny irányban mozog. E mozgáshoz valószínűsíthetően a patakhöz közelebbi kútnál hozzáadódik egy D–É irányú áramlás, amely a talajvizet a patakka párhuzamosan a Balaton felé szállítja. E jelenség magyarázná a kisebb oldott foszfortartalmat

a K1 kútban, hiszen oda az „erdő alól” érkezik a talajvíz (a V3 pontban a talajvíz 6 m-nél mélyebben van). A K2 kút esetében a talajvíz mozgásának eredője ÉNy irányú, tehát a „szántóföld alól” folyik, ezzel magyarázható magasabb oldott foszfor tartalma. E feltételezésnek látszólag ellentmond az a tény, hogy a patakhöz közelebbi kút következetesen alacsonyabb oldott nitrogén koncentrációjú (TÓTH et al. 2001).

Mivel a mérések első évében csak az egyik vízmosást mintáztuk (az ellopott vödör miatt azt sem teljesen) és a metodika csakúgy, mint a mérés technika még nem volt tökéletes a 2001. évből származó eredmények csak tájékoztató jellegűnek tekinthetők. A továbbiakban a 2002. és a 2003. év mérés eredményeit mutatom be.

5.3.2.1. A lefolyás oldott foszfor tartalma

A foszfor olyan makrotápelem, amely igen szorosan kötődik a talaj alkotórészeihez, ennél fogva oldott formában szinte egyáltalán nem mozog (STEFANOVITS et al. 1999). Ennek ellenére az eutrofizációban betöltött meghatározó szerepe miatt vizsgálatát indokoltnak tartottuk. A mért oldott foszfor mennyiségeket a 17. táblázat tartalmazza.

Érdekes, hogy a csapadékok mindegyike tartalmazott oldott foszfort. Az értékek a patakban mért értékekkel eléggé jó összhangban állnak. Kijelenthető, hogy a patak és a csapadék oldott foszfor értékei nagyságrendileg megegyeznek, azaz a felszíni lefolyás és a talaj kölcsönhatása érdemben nem befolyásolja a Balatont terhelő végeredményt. Ezek után az oldott foszfort elsősorban mint nyomjelzőt tekintem, amelynek segítségével a vonalas eróziós formák hatásai a hordalékszállításban jobban megismerhetők.

Az esők által okozott lefolyások oldott foszfortartalma hasonló eloszlást mutat, és minden csapadék esetében azonos tartományban mozog. Ebből arra következtethetünk, hogy az oldott foszfor elhordása a hullott csapadék intenzitásától független, alapvetően a lefolyás mennyiségétől függ. E tendencia alóli egyetlen kivétel a 2003. 05. 21-én történt csapadékesemény, aminek hatására a vízmosásokban kiugró értékű oldott foszfor értékeket regisztráltunk. E csapadék alkalmával gyanúsán magas értékkel szerepel maga az eső, aminek nem tudom okát adni. Valószínűsíthető valamilyen szennyező forrás a csapadékgyűjtő közelében, azonban a kiugró értékek valószínűleg nem ezzel állnak összefüggésben.

	v1	v2	v3	o1	o2	o3	v4	v5	Eső	Patak	Csapadék	Intenzitás
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mm	mm/h
2002.03.20.	7,3	2,8	3,7	7,9	4,1	5	3,9	1,9	0,4	0,5	4,4	2,93
2002.04.09.	7,5	2,8	3,9	8,1	4,3	5,3	4,1	2	0,4	0,5	4,8	0,96
2002.04.10.	7,9	3	4	8,4	4,5	5,5	4,4	2	0,5	0,5	9,6	0,69
2002.04.12.	8,2	3,1	4,2	8,8	4,7	5,6	4,6	2,1	0,4	0,4	12,4	2,61
2002.04.14.	7,8	3,1	4	8,4	4,6	5,6	4,4	2,1	0,4	0,4	24,8	8,27
2003.04.11.	0,2	0,1	1,2	0,1	0,4	0,5	1	1,3	0,2	0,2	7	1,08
2003.04.27.	2,1	0,9	0,8	6,9	4,5	6,9	1,6	0,4	1,7	0,1	9	0,87
2003.05.21	14,2	13,3	15	11,6	7,5	11	1,7	1,6	0,1	0,2	10,4	1,71
2003.05.31	5	0,3	8,2	2,5	4,4	4,1	1	0,7	0,1	0,1	16	6,19
átlag	6,69	3,27	5,00	6,97	4,33	5,50	2,97	1,57	0,47	0,32	10,93	2,81
hiba	4,01	3,96	4,30	3,50	1,80	2,73	1,59	0,64	0,48	0,17	6,34	2,67
medián	7,50	2,80	4,00	8,10	4,50	5,50	3,90	1,90	0,40	0,40	9,60	1,71
maximum	14,20	13,30	15,00	11,60	7,50	11,00	4,60	2,10	1,70	0,50	24,80	8,27
minimum	0,20	0,10	0,80	0,10	0,40	0,50	1,00	0,40	0,10	0,10	4,40	0,69
átlag1	7,74	2,96	3,96	8,32	4,44	5,40	4,28	2,02	0,42	0,46	11,20	3,09
hiba1	0,35	0,15	0,18	0,34	0,24	0,25	0,28	0,08	0,04	0,05	8,31	3,06
átlag2	5,38	3,65	6,30	5,28	4,20	5,63	1,33	1,00	0,53	0,15	10,60	2,46
hiba2	6,21	6,44	6,72	5,07	2,91	4,44	0,38	0,55	0,78	0,06	3,86	2,51
maximum1	8,20	3,10	4,20	8,80	4,70	5,60	4,60	2,10	0,50	0,50	24,80	8,27
maximum2	14,20	13,30	15,00	11,60	7,50	11,00	1,70	1,60	1,70	0,20	16,00	6,19
minimum1	7,30	2,80	3,70	7,90	4,10	5,00	3,90	1,90	0,40	0,40	4,40	0,69
minimum2	0,20	0,10	0,80	0,10	0,40	0,50	1,00	0,40	0,10	0,10	7,00	0,87
maximum1/2	0,58	0,23	0,28	0,76	0,63	0,51	2,71	1,31	0,29	2,50	1,55	1,33

17. táblázat. Az összes oldott foszfor mennyisége a mintavételi pontokon (1 = 2002, 2 = 2003)

A terület hasznosítójával történt utólagos konzultáció során derült ki, hogy a szántóföldre a csapadékot megelőző két hétben szuperfoszfátot juttattak ki, 200 kg/ha dózisban. A mezőgazdaságban bevett módszer a felszínre szórt műtrágya eső általi talajba juttatása. Ha azonban a csapadék felszíni lefolyást okoz, a műtrágya eloszlása jelentősen romlik, sőt a hatóanyag egy része eltávozik a területről. A tíz nap múlva bekövetkező, szintén lefolyást okozó csapadék alkalmával már nem mértünk kiugró értékeket, vagyis egy csapadékesemény elég volt a helyszínen maradt szuperfoszfát megkötődéséhez.

Jellemző tendencia, hogy a vízmásásba belépő lefolyó víz oldott-foszfor koncentrációja a vízmásásban lefelé haladva csökken. Ennek oka egyrészt a csekély oldott

foszfor tartalmú hozzáfolyás lehet, amely az erdőből származik és oldalról lép be a vízmosásokba. A vastag avarréteg, a magas intercepció és a morfológiai viszonyok alapján azonban a „felhígulás” nagyon csekély mértékű.

		V1	V2	V3	O1	O2	O3	V4	V5	ESO	PATAK	MM	MMH
V1	Pearson Correlation	1,000	,869**	,787*	,844**	,856**	,795*	,396	,553	-,405	,353	,142	,093
	Sig. (2-tailed)			,012	,004	,003	,010	,292	,123	,280	,351	,715	,813
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
V2	Pearson Correlation	,869**	1,000	,840**	,718*	,766*	,835**	,015	,290	-,299	,020	,002	-,124
	Sig. (2-tailed)	,002		,005	,029	,016	,005	,970	,448	,435	,960	,996	,751
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
V3	Pearson Correlation	,787**	,840**	1,000	,428	,740*	,686**	-,227	,053	-,525	-,217	,163	,144
	Sig. (2-tailed)	,012	,005		,250	,023	,041	,557	,891	,146	,575	,676	,712
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
O1	Pearson Correlation	,844**	,718*	,428	1,000	,842**	,858**	,579	,510	,102	,448	,054	-,077
	Sig. (2-tailed)	,004	,029	,250		,004	,003	,102	,161	,795	,226	,890	,844
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
O2	Pearson Correlation	,856**	,766*	,740*	,842**	1,000	,955**	,190	,133	,007	,030	,214	,112
	Sig. (2-tailed)	,003	,016	,023	,004		,000	,625	,732	,985	,939	,580	,775
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
O3	Pearson Correlation	,795**	,835**	,686*	,858**	,955**	1,000	,096	,068	,150	-,045	,094	-,069
	Sig. (2-tailed)	,010	,005	,041	,003	,000		,806	,861	,699	,908	,811	,860
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
V4	Pearson Correlation	,396	,015	-,227	,579	,190	,096	1,000	,847**	-,044	,917**	,104	,097
	Sig. (2-tailed)	,292	,970	,557	,102	,625	,806		,004	,911	,001	,789	,805
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
V5	Pearson Correlation	,553	,290	,053	,510	,133	,068	,847**	1,000	-,474	,889**	,051	,065
	Sig. (2-tailed)	,123	,448	,891	,161	,732	,861	,004		,197	,001	,895	,868
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
ESO	Pearson Correlation	-,405	-,299	-,525	,102	,007	,150	-,044	-,474	1,000	-,215	-,131	-,296
	Sig. (2-tailed)	,280	,435	,146	,795	,985	,699	,911	,197		,578	,737	,439
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
PATAK	Pearson Correlation	,353	,020	-,217	,448	,030	-,045	,917**	,889**	-,215	1,000	-,166	-,068
	Sig. (2-tailed)	,351	,960	,575	,226	,939	,908	,001	,001	,578		,669	,862
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
MM	Pearson Correlation	,142	,002	,163	,054	,214	,094	,104	,051	-,131	-,166	1,000	,863**
	Sig. (2-tailed)	,715	,996	,676	,890	,580	,811	,789	,895	,737	,669		,003
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
MMH	Pearson Correlation	,093	-,124	,144	-,077	,112	-,069	,097	,065	-,296	-,068	,863**	1,000
	Sig. (2-tailed)	,813	,751	,712	,844	,775	,860	,805	,868	,439	,862	,003	
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

18. táblázat. A mintavételi helyek korrelációs együtthatói a mért oldott foszfortartalom alapján

A hozzáfolyás származhat felszín alatti lefolyásból, illetve alagosodásból is. A szuffízió jelenlétére a területen csak közvetett bizonyítékaink vannak. Az „O” vízmosásban többször észleltünk szuffíziós járatokat, ám ezek minden esetben az oldalfalak beomlása során keletkeztek. A nagy tömegű hordalék a lefolyás útját elzárta, amely így a „völgyzáró gát” mögött felgyülemlt. A megnövekedő nyomás hatására a víz a vízmosás eredeti talpszintjén található, kidőlt fatörzsek és egyéb szerves maradványok mentén tört utat magának. Átlépve a mozgási energia kritikus értékét, részben a beomlott anyagba, illetve esetenként az in situ szelvénybe is szuffíziós járatokat vágott.

Megjegyezzük, hogy a lefolyásban lebegtetett szemcsék felületén adszorbeált foszfor mennyiségével is számolnunk kell, hiszen méréseink kizárólag az oldott foszfor mennyiségének meghatározására irányultak.

Az egyes mintavételi helyek kapcsolatát az oldott foszfor tartalom esetében is a PEARSON féle korrelációs együttható számításával vizsgáltam. Az eredményeket a 18. táblázat tartalmazza. Jól látható, hogy a vízmosásokból származó minták összefüggésben vannak egymással. A vízmosásokon belüli mintavételi helyek között jellemzően nem szorosabb a kapcsolat, mint bármely két szabadon választott vízmosásbeli mintavételi pont között, vagyis az oldott-foszfor-szállítás szempontjából a vízmosások nem oszthatók szakaszokra.

A legszorosabb kapcsolat az „O” vízmosás középső részén és a hordalékkúpön elhelyezett csapdái között mérhető. Meglepő módon a fent ismertetett felhígulási tendenciával szemben ez esetben igen következetes koncentrációnövekedést tapasztalunk.

$$O3=1,45 \times O2+0,87 \quad R^2=0,91 \quad N=9$$

A jelenség okai nem tisztázottak, elméletileg megint csak az alagosodás folyamata merül fel. Egy szántóföldi vízgűjtővel rendelkező szuffíziós járat, amely a két említett mintavételi pont között csatlakozna a vízmosásba megmagyarázná a jelenséget, a sorozatos bejárások során azonban semmilyen erre utaló bizonyítékot nem találtunk.

A másik szorosan összetartozó csoportot a V4 (háztáji szántó alja), a V5 (patakpart) és a patak mintái alkotják. A csoporton belül a leggyengébb a kapcsolat a két vödör között, míg a vödörök külön-külön a patakban mért értékekkel jól korrelálnak.

$$Patak=0,1 \times V4 \quad R^2=0,84 \quad N=9$$

$$Patak=0,24 \times V5 \quad R^2=0,79 \quad N=9$$

A V4 mintavételi hely a szántóföldről való felszíni lefolyást reprezentálja. Völgymorfológiai szempontból ugyanolyan helyzetű, mint a V3 és az O3 pont, kivéve persze, hogy fölttte nincs vízmosás. Statisztikailag tehát sikerült igazolni, hogy a domboldalakról érkező felületi lefolyás, a völgytalpon mintázott lefolyás és a patakvíz az oldott foszfor mozgásának szempontjából egy rendszert alkot. A V4 ponton mért oldott foszfor-értékek jó közelítéssel a patakban mért értékek tízszeresei, azaz egy nagyságrenddel nagyobbak. A völgytalpon mért értékek a patak értékeihez képest már csak mintegy négyszeres szorzót

mutatnak, vagyis a völgyoldalt elhagyó felszíni lefolyás hígul, mire a völgytalpra ér, majd tovább hígul a patakban. Ezt az általános sémát módosítja a domboldalakon megjelenő vonalas eróziós forma. A koncentrált lefolyás révén az előző rendszertől eltérő oldott foszfordinamika a vízmosások aljában jelentkezik, bár méréseink alapján ezen összefüggéseket statisztikailag nem lehetett igazolni. Ez nem jelent feltétlenül oldott-foszfor többletet – amint a V vízmosás esetében sem –, hanem csak arra utal, hogy a domborzat ezen része hidrológiailag, agrokémiaiilag stb. inkább a jóval magasabb térszínen található szántóhoz kötődik, mint a környező, vízmosások nélküli térszínhez. Emellett a nagy aktivitással bíró vízmosások esetében – O vízmosás – az oldott foszfor mennyiségének növekedése is kimutatható a hordalékkúpon, a környező térszín értékeihez képest. Azt is kijelenthetjük, hogy a vizsgált területen a hordalékkúpoktól a patak felé haladva a vízmosások által okozott anomáliák eltűnnek, azaz a vizsgált völgykeresztszelvény viszonylag nagy vízmosás-sűrűsége sem elég ahhoz, hogy a patakban, vagy akár a völgytalpon megváltoztassa az areális lefolyás értékeit.

5.3.2.2. A lefolyás oldott nitrogén tartalma

A mintákból három nitrogén formát (ammónium, nitrát, nitrit) határoztunk meg, majd ezek összegeként vizsgáltuk az összes oldott nitrogén mennyiségét.

A 19. táblázat a mintavételi pontokon mért összes oldott nitrogén tartalmat szemlélteti. Figyelemre méltó, hogy a hullott csapadékok mindegyike tartalmaz többkevesebb oldott nitrogént.

A csapadékok nitrogén tartalmát elsősorban a nitrát adja (20. táblázat), az ammónium kisebb jelentőségű (21. táblázat), nitrit pedig csak nyomokban található (22. táblázat). 2002. április 9-10-én kimondottan magas nitrát értékeket mértünk. Ennek oka többek között a villámlások hatására a légkörben elbomlott molekuláris nitrogén oldódása a csapadékvízben, de az oldott nitrogénformák eredete még nem pontosan tisztázott (STEFANOVITS et al. 1999). E kiugró értékektől eltekintve a csapadékokban oldott nitrogén mennyisége viszonylag állandó és alatta marad a patakban mért mennyiségeknek, tehát a felszíni lefolyás a talajból oldott nitrogént szállít a patakba. A csapadékokban mért oldott nitrogén koncentrációk és a csapadékok mennyisége, illetve intenzitása között nem volt összefüggés (23. táblázat).

	v1	v2	v3	o1	o2	o3	v4	v5	Eső	Patak	Csapadék	Intenzitás
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mm	mm/h
2002.03.20	13,87	14,60	12,47	27,47	40,85	67,08	12,66	9,11	3,84	5,19	4,4	2,93
2002.04.09	73,14	18,27	2,08	29,85	56,96	79,03	1,87	6,27	14,27	4,71	4,8	0,96
2002.04.10	76,94	30,12	0,38	77,59	54,84	78,99	0,32	12,85	4,91	4,91	9,6	0,69
2002.04.12	11,49	3,92	2,23	10,68	11,31	9,30	20,86	5,58	1,69	3,97	12,4	2,61
2002.04.14	7,95	3,45	6,78	8,43	8,15	10,40	0,18	7,64	1,52	3,85	24,8	8,27
2003.04.11	8,59	4,74	4,72	5,10	4,34	6,11	2,78	12,34	1,53	3,83	7	1,08
2003.04.27	7,30	8,26	7,43	2,05	6,48	6,99	5,65	1,89	2,18	2,75	9	0,87
2003.05.21	4,67	4,87	3,82	3,15	4,75	4,41	3,48	0,65	1,12	2,30	16	6,19
2003.05.31	6,57	6,66	4,53	7,76	9,65	7,69	2,92	4,32	2,21	2,05	10,4	1,71
átlag	23,39	10,54	4,94	19,12	21,93	30,00	5,63	6,74	3,70	3,73	10,93	2,81
hiba	29,42	8,94	3,61	24,14	22,26	33,99	6,83	4,23	4,15	1,14	6,34	2,67
medián	8,59	6,66	4,53	8,43	9,65	9,30	2,92	6,27	2,18	3,85	9,60	1,71
maximum	76,94	30,12	12,47	77,59	56,96	79,03	20,86	12,85	14,27	5,19	24,80	8,27
minimum	4,67	3,45	0,38	2,05	4,34	4,41	0,18	0,65	1,12	2,05	4,40	0,69
átlag1	36,68	14,07	4,79	30,80	34,42	48,96	7,18	8,29	5,25	4,53	11,20	3,09
hiba1	35,11	11,08	4,91	27,87	23,40	36,04	9,24	2,89	5,25	0,59	8,31	3,06
átlag2	6,78	6,13	5,13	4,51	6,30	6,30	3,71	4,80	1,76	2,73	10,60	2,46
hiba2	1,64	1,67	1,59	2,50	2,41	1,42	1,33	5,25	0,53	0,79	3,86	2,51
maximum1	76,94	30,12	12,47	77,59	56,96	79,03	20,86	12,85	14,27	5,19	24,80	8,27
maximum2	8,59	8,26	7,43	7,76	9,65	7,69	5,65	12,34	2,21	3,83	16,00	6,19
minimum1	7,95	3,45	0,38	8,43	8,15	9,30	0,18	5,58	1,52	3,85	4,40	0,69
minimum2	4,67	4,74	3,82	2,05	4,34	4,41	2,78	0,65	1,12	2,05	7,00	0,87
maximum1/2	8,95	3,64	1,68	10,00	5,90	10,28	3,69	1,04	6,46	1,35	1,55	1,33

19. táblázat. Az összes oldott nitrogén mennyisége a mintavételi pontokon (1=2002, 2=2003.)

Csakúgy, mint az oldott foszfor, az összes oldott nitrogén esetében is a vízmosások mintavételi pontjai mutatják a legerősebb kapcsolatot egymással, azonban itt sem beszélhetünk egymástól elkülönülő szakaszokról. Az egyetlen, de nagyon erős kivétel a V vízmosás hordalékkúpján található mintavételi hely. A statisztikai vizsgálat alapján e pontban az összes oldott nitrogén mennyisége a többi pont értékétől teljesen függetlenül változott (23. táblázat).

	Eső	Patak	v1	v2	v3	v4	v5	o1	o2	o3
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2002.03.20.	3,83	5,17	11,36	14,6	12,35	12,66	9,08	18,9	18,68	3,93
2002.04.09.	12,36	4,7	0	18,24	2	1,8	6,25	4,13	2,44	3,17
2002.04.10.	3,4	4,9	0,71	0,93	0,37	0,29	12,83	2,52	1,13	3,14
2002.04.12.	1,68	3,96	6,81	3,9	2,22	20,84	5,56	6,39	6,24	4,62
2002.04.14.	1,51	3,83	7,93	3,41	6,75	0,12	7,61	8,41	8,13	10,38
2003.04.11.	0,97	3,80	0,00	2,54	0,71	1,58	11,09	0,06	0,09	0,00
2003.04.27.	0,91	2,73	1,80	2,26	1,38	0,47	0,20	1,82	1,43	1,35
2003.05.31	1,04	2,03	2,63	1,25	2,91	1,13	2,26	0,46	1,93	1,83
2003.05.21	0,65	2,28	3,45	3,73	3,12	0,47	0,07	2,21	1,46	2,74

20. táblázat. Az oldott nitrát mennyisége a mintavételi pontokon

	Eső	Patak	v1	v2	v3	v4	v5	o1	o2	o3
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2002.03.20.	0	0	2,49	0	0,12	0	0	8,56	19,45	63
2002.04.09.	0,54	0	73,11	0	0	0	0	25,67	54,5	75,84
2002.04.10.	1,5	0	76,22	29,17	0	0	0	75,06	53,7	75,84
2002.04.12.	0	0	4,67	0	0	0	0	4,28	5,06	4,67
2002.04.14.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2003.04.11.	0,48	0,01	5,40	2,15	3,97	1,14	1,15	5,04	4,25	4,01
2003.04.27.	1,24	0,00	5,48	5,82	6,01	5,17	1,63	0,12	4,90	5,60
2003.05.31	1,16	0,01	3,89	5,39	1,49	1,64	1,78	7,28	7,70	5,83
2003.05.21	0,47	0,02	1,09	1,02	0,57	2,88	0,58	0,84	3,26	1,58

21. táblázat. Az oldott ammónium mennyisége a mintavételi pontokon.

	Eső	Patak	v1	v2	v3	v4	v5	o1	o2	o3
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2002.03.20	0,01	0,02	0,02	0	0	0	0,03	0,01	2,7	0,15
2002.04.09.	1,37	0,01	0,03	0,03	0,08	0,07	0,02	0,05	0,1	0,02
2002.04.10.	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,02	0,01	0	0,01
2002.04.12.	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0	0,01
2002.04.14.	0,01	0,02	0,02	0,04	0,03	0,06	0,03	0,02	0	0,02
2003.04.11.	0,09	0,01	3,20	0,04	0,04	0,06	0,10	0,00	0,00	2,10
2003.04.27.	0,02	0,02	0,02	0,18	0,05	0,01	0,06	0,11	0,14	0,04
2003.05.31	0,02	0,00	0,05	0,01	0,13	0,15	0,28	0,01	0,02	0,02
2003.05.21	0,00	0,00	0,13	0,12	0,14	0,13	0,01	0,09	0,04	0,09

22. táblázat. Az oldott nitrit mennyisége a mintavételi pontokon

A lejtőn létesített csapdákban mért értékek a 2002. évben nagyon nagy szórást mutatnak. Ennek oka, hogy ekkor a mintavétel közvetlenül a műtrágyaszórás után történt. A vízvázalstón és a lejtő felső részén elterülő nagyüzemi szántóra hulló csapadék csak részben mosta a talajba a műtrágyát. A műtrágyázás tényét csak a mintavétel és a mérések elvégzése után konstatáltuk. Az alkalmazott műtrágya fajtája és dózisa iránti tudakozódásra kiterő válaszokat kaptunk. Mivel ez az időszak jelentősen különbözik a 2003. évtől, amikor nem volt nitrogén műtrágyázás, a két időszakot érdemes külön vizsgálni.

		V1	V2	V3	O1	O2	O3	V4	V5	PATAK	ESO	MM	MMH
V1	Pearson Correlation	1,000	,892**	-,546	-,849**	-,897**	-,855**	-,433	-,316	,606	-,795*	-,363	-,440
	Sig. (2-tailed)	.	,001	,129	,004	,001	,003	,244	,408	,083	,010	,336	,236
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
V2	Pearson Correlation	,892**	1,000	-,281	-,954**	-,906**	-,899**	-,494	-,261	,619	-,576	-,457	-,487
	Sig. (2-tailed)	,001	.	,465	,000	,001	,001	,177	,498	,076	,104	,216	,184
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
V3	Pearson Correlation	-,546	-,281	1,000	-,356	-,179	-,080	-,077	,207	,067	-,272	-,073	,242
	Sig. (2-tailed)	,129	,465	.	,347	,646	,838	,844	,593	,864	,476	,851	,530
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
O1	Pearson Correlation	,849**	-,954**	-,356	1,000	-,842**	-,834**	,614	-,195	,662	,424	-,282	-,356
	Sig. (2-tailed)	,004	,000	,347	.	,004	,005	,079	,615	,052	,255	,462	,348
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
O2	Pearson Correlation	,897**	-,906**	-,179	-,842**	1,000	-,993**	,451	-,115	-,764*	-,796*	-,505	-,398
	Sig. (2-tailed)	,001	,001	,646	,004	.	,000	,222	,768	,016	,010	,165	,289
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
O3	Pearson Correlation	,855**	-,899**	-,080	-,834**	-,993**	1,000	,485	-,113	-,797*	-,756*	-,516	-,370
	Sig. (2-tailed)	,003	,001	,838	,005	,000	.	,185	,773	,010	,019	,155	,327
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
V4	Pearson Correlation	,433	,494	-,077	,614	,451	,485	1,000	-,143	,729*	,126	-,243	-,275
	Sig. (2-tailed)	,244	,177	,844	,079	,222	,185	.	,714	,026	,747	,528	,474
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
V5	Pearson Correlation	-,316	-,261	,207	-,195	-,115	-,113	-,143	1,000	-,171	-,212	-,194	-,090
	Sig. (2-tailed)	,408	,498	,593	,615	,788	,773	,714	.	,661	,176	,363	,617
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
PATAK	Pearson Correlation	,606	,619	,067	,662	-,764*	-,797*	-,729*	-,171	1,000	,494	-,345	-,196
	Sig. (2-tailed)	,083	,076	,864	,052	,016	,010	,026	,661	.	,176	,363	,612
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
ESO	Pearson Correlation	-,795*	-,576	-,276	,424	-,796*	-,756*	,126	-,212	,494	1,000	-,481	-,383
	Sig. (2-tailed)	,010	,104	,472	,255	,010	,019	,747	,583	,176	.	,190	,309
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
MM	Pearson Correlation	-,363	-,457	-,073	-,282	-,505	-,516	-,243	-,194	-,345	-,481	1,000	,863**
	Sig. (2-tailed)	,336	,216	,851	,462	,165	,155	,528	,617	,363	,190	.	,003
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
MMH	Pearson Correlation	-,440	-,487	,242	-,356	-,398	-,370	-,275	-,090	-,196	-,383	,863**	1,000
	Sig. (2-tailed)	,236	,184	,530	,348	,289	,327	,474	,818	,612	,309	,003	.
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

23. táblázat. A mintavételi helyek korrelációs együtthatói a mért oldott nitrogén tartalom alapján

Szembetűnő, hogy az eleve magas nitrogéntartalmú csapadékok a lejtő felső régiójában kiugróan magas nitrogéntartalmú felszíni elfolyást produkáltak. Ezeket a magas értékeket azonban nem a nitrát, hanem az ammónium okozta, amely a talaj részleges savanyodásának is lehet a következménye (FEKETE 1958), sokkal valószínűbb azonban a

közvetlenül a műtrágyából származó ammóniumterhelés (DEZSÉNY 1982). A területen alkalmazott szerves- és műtrágyák ismeretében az oldott nitrogén oxidált vagy redukált változatainak elkülönítésével a mezőgazdasági és a humán környezetterhelés elkülönítésére elméleti lehetőség nyílt. A mérési eredmények alapján valószínűsíthető, hogy az alkalmazott műtrágya ammóniumnitrát lehetett. A nitrát hatását a legelső vizsgált esőben tudtuk kimutatni, ekkor az ammónium még nem kezdett lemosódni. A további esőkben azután a nitrát mennyisége már átlagos szintre csökkent, nagyon magas ammónium koncentráció mellett. A mérések szerint tehát a két nitrogénforma közül egyértelműen a nitrát a mozgékonyabb. Érdekes, bár nem túl erős összefüggés áll fenn a két vízmosás (O és V) első csapdáiban mért nitrát tartalmak között.

$$O1=1,3 \times V1, \quad R^2=0,78, \quad N=9$$

Az összefüggés alapján arra következtethetünk, hogy már a szántóföldet elhagyó (a vízmosásokba belépő) anyag sem egységes. A különbség tehát már a szántóföldön belül kialakulhat. Az oldott nitrát változását vizsgálva az O vízmosásban az első két csapda értékei között meglehetősen erős összefüggést találtunk:

$$O1=O2, \quad R^2=0,98, \quad N=9$$

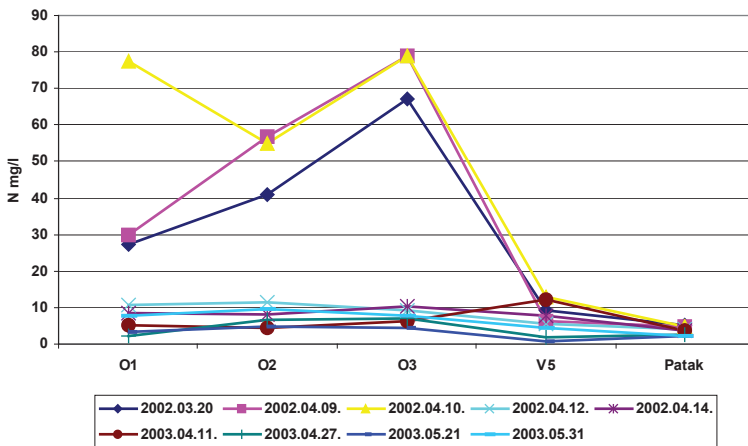
Érdekes ugyanakkor, hogy az O vízmosás hordalékkúpján elhelyezett csapda nitrát értékei semmivel sem korrelálnak.

A V vízmosás esetében a nitrát-tartalom csökkenése a belépéstől a hordalékkúpig mintegy 15%

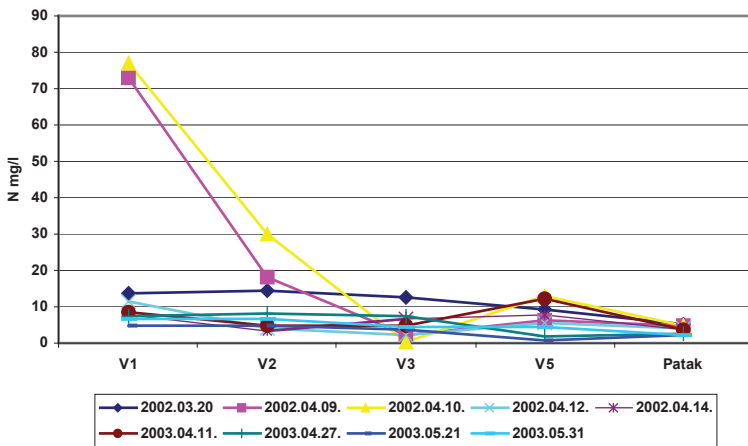
$$V3=0,85 \times V1+0,27, \quad R^2=0,79, \quad N=9$$

Ha a két vízmosásban mért adatokat egymással összehasonlítva vizsgáljuk, megállapítható, hogy az ammónium ionok koncentrációja a két vízmosásban eltérő módon változik (23-24. ábra). Míg a V vízmosásban a koncentráció folyamatosan csökken a hordalékkúpig, addig az O vízmosásban a hordalékkúpon éri el a maximumot. E különbség nagy valószínűséggel a két vízmosás eltérő kialakulásából és morfológiájából adódik. Érdekes, hogy az általunk először vizsgált csapadék, amely a műtrágyázás után hullott, kevesebb oldott nitrogént mosott a vízmosásokba, mint az utána következők. A V vízmosás

esetében e csapadékesemény okozta lefolyás alig különbözik a 2003-ban, nitrogén műtrágyázás nélkül mért lefolyásoktól. Feltételezéseink szerint e csapadék elsősorban a műtrágya oldódását segítette elő azokon a helyeken, ahol a talajnedvesség ezt nem tette addig lehetővé. Ahol már az oldódás megindult, onnan nagyobb mennyiségű oldott nitrogén távozott el (O vízmosás).



23. ábra. Az oldott nitrogéntartalom változása az O vízmosásban csapadékeseményenként



24. ábra. Az oldott nitrogéntartalom változása a V vízmosásban csapadékeseményenként

A V vízmosás egyes részei jelenleg csekély aktivitást mutatnak, ennek köszönhetően a fenéken vastag avarréteg és növényborítás van, míg más részeken és a headcut-on megtalálhatóak az aktivitás jelei (OOSTWOUW WIJDENES et al. 2000). A mért adatok tanúsága szerint a szántóföld peremén a vízmosásba lépő felszíni lefolyás folyamatosan veszít oldott nitrogén tartalmából, bár ez statisztikailag csak részben igazolható:

$$V2=0,27 \times V1+4,2 \quad R^2=0,79, \quad N=9$$

Ez a tény arra utalhat, hogy egyrészt a nitrogén a viszonylag nagy felületű szerves anyaggal érintkezve annak felületén adszorbeálódik, másrészt tekintettel a meredek lejtőre elképzelhető a vízmosásban mozgó lefolyás folyamatos felhígulása is a környező erdőből érkező felszíni elfolyás által. A 2003. évben mért elfolyásoknál ez a hígulás nem annyira kifejezett, ekkor esetenként annyi oldott nitrogén hagyja el a vízmosást, amennyi bele érkezik.

Hasonló hígulást figyelhetünk meg az O vízmosás felső szakaszán, bár az összefüggés eléggé gyenge. Ezzel szemben az O vízmosás alsó részében kifejezett az oldott nitrogéntartalom növekedése a mintavételi pontok mentén.

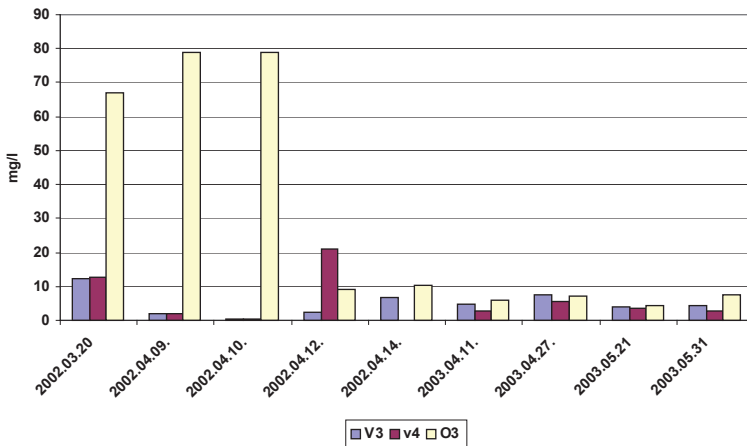
$$O2=0,78 \times O1+7,08 \quad R^2=0,71, \quad N=9$$

$$O3=1,52 \times O2+3,24 \quad R^2=0,99, \quad N=9$$

A vízmosás teljes hosszában nagy aktivitású (OOSTWOUW WIJDENES et al. 2000), morfológiáját tekintve pedig több jel mutat a szuffóziós eredetre (OLIVEIRA 1990). Mivel e vízmosás fenekén nem található sem élő, sem holt szerves anyag, a benne mozgó felszíni lefolyás folyamatos érintkezésben van a talajjal, az anyakőzettel, illetve saját hordalékával, ebből adódóan a vízmosás medréből történő oldás a koncentráció-növekedés egyik feltételezett oka lehet, ám ekkora mértékű növekedést a talajok és az anyakőzet nitrogéntartalmának oldódása méréseink (16. táblázat) és a 2003. év elfolyásai szerint sem okozhat. A valószínűbb magyarázat a jelentős oldott nitrogént tartalmazó felszín alatti lefolyásnak a vízmosásba történő ömlése lehet. A 2003. évben vizsgált lefolyások, ha sokkal kisebb mértékben is, de szintén igazolják a vízmosáson végighaladó felszíni lefolyás koncentráció növekedését, azonban az értékek ez esetben 10 mg l⁻¹ alatt maradnak.

Az O1 és V1 csapdák közötti, az oldott nitrát esetében kimutatott összefüggés az összes oldott nitrogént vizsgálva az ellenkezőjére fordult:

$$O1 = 0,7 \times V1 + 2,83 \quad R^2 = 0,72, \quad N = 9$$



25. ábra. Az oldott nitrogéntartalom az azonos morfológiai helyzetű pontokon, csapadékeseményenként

Azaz úgy tűnik, mintha a szántóföldön belüli eloszláskor a nitrát inkább a V vízmosás felé mozogna, míg az ammónium – és ezen keresztül az összes oldott nitrogéntartalom – az O vízmosás első csapdájában maximalizálódik. A vízmosások közepén található csapdák esetében azután megint az O vízmosás magasabb összes oldott nitrogén értékei érvényesülnek:

$$O2 = 2,25 \times V2 - 1,84 \quad R^2 = 0,82 \quad N = 9$$

A rendelkezésre álló adatok alapján jelenség magyarázatát illetően feltételezésekbe sem merek bocsátkozni. Következtetések levonásához további vizsgálatok elvégzése szükséges.

A 2002. évi műtrágyázás időpontja nem ismert, hatása – eltérően a foszfor műtrágyázás hatásától – meglehetősen hosszú távra nyúlik a felszíni lefolyás tekintetében. Az általunk vizsgált első csapadék után 20 nappal hullott csapadék okozta lefolyás a szántóföld felszínéről még mindig jelentős mennyiségű oldott nitrogént mosott le.

A V3, O3 és V4 pontok egymáshoz nagyon hasonló morfológiai helyzetben vannak: a lejtő azon részén, ahol a meredekség hirtelen lecsökken. Kettő közülük a vízmosások hordalékkúpján, a harmadik egy háztáji parcella aljában, ahol a felületi lefolyás nem lineáris. E mintavételi pontokban mért értékeket összehasonlítva elmondható, hogy a vízmosások aljában – eltérő viselkedésüktől függetlenül – nagyobb oldott nitrogén-értékeket mértünk, mint az areális lefolyást mintázó csapdában (25. ábra). A tendencia alóli egyetlen kivétel oka nem tisztázott. A következetesen jelentkező különbség ellenére a kérdéses három mintavételi pont értékei között statisztikailag nincs igazolt kapcsolat (23. táblázat). Elmondható tehát, hogy a vízmosásoknak nemcsak a lebegtetett és görgetett anyagszállításban (PINCZÉS 1968; WISCHMEIER 1977), hanem az oldott nitrogén lejtőn való transzportjában is kitüntetett szerepük van.

Ha az oldott nitrogén koncentrációjának változását a lejtő egészében tekintjük, megállapíthatjuk, hogy az O vízmosás hordalékkúpja és a völgytalpon található csapda között ennek értéke csökken, bár kapcsolatot a két minta között statisztikailag nem tudunk igazolni. A másik vízmosás esetében sincs közvetlen összefüggés a hordalékkúpon és a völgytalpon mért értékek között. Fontos különbség, hogy a vízmosásokban mért ammónium-formával szemben a völgytalpon az oldott nitrogén szinte kizárólag nitrát formában van jelen. E tény és az alacsony koncentráció valószínűsítik, hogy az O vízmosás hordalékkúpján mért nitrogénformák nem jutnak el a patakig. A völgytalpon mért értékek igen nagy szórást mutatnak, mivel az ide érkező lefolyás sok helyről származik és összetételében nagyon változatos lehet. A patakban mért értékek szórása alacsony, majdnem konstansnak tekinthető. Jellemző a patakénál nagyobb oldott-nitrogén-tartalmú elfolyás patakba lépése, de a völgytalpon mért értékek ingadozása miatt olyan alacsony koncentrációjú lefolyás is előfordult, amely a patak értékeit sem érte el.

Összességében elmondható, hogy a vizsgált lejtőszelvény természetes felszíni lefolyását a képződött vízmosások jelentősen megváltoztatták. A változások iránya sok esetben nem egyértelmű, ami a folyamat bonyolultságára utal és további kutatásokat tesz szükségessé. Az egymáshoz nagyon közel fekvő, de eltérő morfológiájú vízmosások az oldott-anyag-transzport tekintetében nagymértékben különböznek. Az összefüggés a vizsgált ionok tekintetében más és más eredményt ad, ezért az oldott-anyag-szállítás és a vízmosás morfológia közötti összefüggések feltáráshoz további vizsgálatokra van szükség.

6. KÖVETKEZTETÉSEK

A vonalas erózió kutatása Magyarországon még nem érte el azt a színvonalat, amit a talajerózió folyamatában betöltött szerepe indokolna. A hazai nevezéktanban még mindig egymással felcserélhetően, illetve nem következetesen használják az egyes fogalmakat, amelyek egységesítése a jövő feladata. Ehhez azonban szükségesnek látszik a vonalas eróziós vizsgálatok számának növelése, ugyanis a nemzetközi eredmények és tapasztalatok a hazai gyakorlatba fenntartások nélkül nem ültethetők át.

Tekintve, hogy a lepelerozió és a vonalas erózió által megmozdított, majd a vízgyűjtőből is eltávozó szediment mennyiség csaknem azonos, felmerül a kérdés, hogy melyik folyamatba érdemes beavatkozni a Balaton, a termőföld és a táj védelmében. Logikus, hogy mindkét folyamat kárt okoz, tehát védekezni kell ellene. A gond a védekezésre fordított összeg megtérülése. Rövidtávon és jelen gazdasági helyzetben minden cél fontosabbnak tűnik, mint a talajvédelem, hosszútávon azonban a talajerózió visszaszorítását célzó intézkedések megkerülhetetlenek.

Ahhoz, hogy a lehető legkisebb befektetéssel maximális hasznot érjünk el, egyértelműen a vonalas erózió elleni védekezést kell elsődleges célnak tekinteni, mivel e forma nem csak a hordalékok forrásaként, hanem azok szállítójaként is meghatározó szerepet játszik. A Balaton meghatározó szerepe a térségben gazdaságilag is jelentős, ezért véleményem szerint a tó védelmét kell elsődleges feladatnak tekinteni, és ennek alárendelni a mezőgazdasági és egyéb talajhasználatot.

Eltérő környezeti tényezők hatására eltérő jellemzőkkel bíró vízmosások alakulnak ki. Megismerésük és tipizálásuk mind a helyi önkormányzatok, mind az országos kutatóhálózatok fontos feladata. Míg helyi szinten az okozott károk értéke ezáltal méréselhető, addig az országos szintű felmérések és feldolgozások a nemzeti talajvédelmi stratégia kidolgozásához szolgáltathatnak tudományos alapot.

A kutatás során kidolgozott mutatók (leíró mutató, erodáltsági index, a vízgyűjtő lejtésmutatója) segítségével olyan vízmosás osztályozási rendszert dolgoztunk ki, amely helyi szinten az egyes vonalas eróziós formák által okozott kárt és fenyegetést számszerűsíteni tudja, ezen túlmenően a védekezéssel kapcsolatos prioritások meghatározásában és a tervezésben irányt mutat. Segíthet az önkormányzatoknak kitörni a települési léptékű környezeti gondolkodásból és meghonosítani a vízgyűjtő szintű tervezést.

A hazai kutatások feldolgozása és saját mérési eredmények alapján az alábbi javaslatot teszem a legfontosabb elnevezések egységesítésére:

Barázda: A víz koncentrált lefolyása által létrehozott negatív felszíni forma, amelynek átlagos mélysége és szélessége sem éri el az 50 cm-t. Bármilyen felszínborítás alatt kialakulhat. Vonalvezetését a mikrodomborzat szabja meg.

Vízmosás: A barázdából, vagy időszakos vízmosásból továbbfejlődött forma, amelynek átlagos mélysége, vagy szélessége meghaladja az 50 cm-t.

Időszakos vízmosás: Kizárólag megművelt felszínen (szántóföldön) jelenhet meg. A folyamatos művelés miatt fejlődése általában nem jut túl a barázda fázison, de a talajmunka után a domborzat által előrejelzett esésvonalon újra megjelenik. (A bevágódás és a talajmunka periodikus változásával deráziós völgyöz hasonló formák, dellék jönnek létre, amelyekből azonban a hiányzó anyagot kizárólag a vonalas erózió szállította el.) Ebből adódóan e megnevezésnek nincsenek méretbeli korlátozásai, vízmosássá válása csak a megművelt terület felhagyásától függ.

Mélyút: A keréknyomokban megjelenő, általában keskeny, de mély barázdák bevágódását az út felszínébe az utat egyengető munkagépek mélyítő hatása egészíti ki. Az út mélyülése jelentős mértékben a gépek hatására következik be.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

A talajerózió folyamata nemcsak a növénytermesztésben okoz károkat, hanem a hordalék lerakásával feltölti az élővizeket, eutrofizációt okoz, sőt közvetlen veszélyt jelent műtárgyakra, utakra, településekre. Munkám során a vonalas erózió szerepét vizsgáltam a talajpusztulás folyamatában a Tetves-patak vízgyűjtő területén.

A vízgyűjtőt elhagyó hordalék ¹³⁷Cézium tartalmának vizsgálatával megállapítottam, hogy 1970 és 2000 között a lepusztult talaj legalább fele az eredeti talajszelvények mélyebb rétegeiből származik, vagyis a vonalas erózió hatására hagyta el a vízgyűjtőt. A vizsgált területen tehát az árkos erózióknak meghatározó szerepe van.

A vízgyűjtőn terepbejárással 140 vonalas eróziós formát vizsgáltam meg, mértem fel és térképeztem. A területről rendelkezésre álló korábbi térképek és légifotók alapján két korábbi időpontban is meghatároztam a vizsgált vízmosások hosszát. Az 1984. előtti időszakban viszonylag csekély növekedés figyelhető meg, míg 1984. után az átlagos vízmosások fejlődése üteme csaknem megkétszereződött. A különbség oka valószínűleg egyrészt a mezőgazdasági táblák tömbösítése, másrészt a földterületek privatizációja nyomán a vízelvezető csatorna- és árokrendszerek fenntartásának megszűnte, azaz a vizek ellenőrizetlen lefutása a domboldalakra.

A vízmosások paramétereit adatbázisba rendeztem és statisztikai módszerekkel elemeztem. A nyers adatokból létrehoztam három olyan mutatót, amely – a lehetőségekhez képest – összemérhető és kellő súllyal tartalmazza a vízmosásra jellemző legfontosabb adatokat. E három mutató alapján elvégeztem a vízmosások hierarchikus osztályozását, amely a tipizálás alapját képezte.

Két – egymás mellett futó, de eltérő morfológiájú – vízmosás oldott anyag szállítását a felületi lefolyáshoz hasonlítva bebizonyítottam, hogy a felszíni lefolyását a képződött vízmosások jelentősen megváltoztatták. A változások iránya sok esetben nem egyértelmű, ami a folyamat bonyolultságára utal és további kutatásokat tesz szükségessé. Az egymáshoz nagyon közel fekvő, de eltérő morfológiájú vízmosások az oldott-anyag-transzport tekintetében nagymértékben különböznek. Az összefüggés a vizsgált ionok (PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) tekintetében más és más eredményt ad, ezért az oldott-anyag-szállítás és a vízmosás-morfológia közötti összefüggések feltáráshoz további vizsgálatokra van szükség.

Az irodalom feldolgozása és saját vizsgálataim alapján javaslatot tettem a legfontosabb vonalas eróziós formák definícióinak egységesítésére.

SUMMARY

Soil erosion processes cause damages not only on arable land but the eroded soil fills up rivers and lakes, sediment reservoirs and even create direct danger to roads, technical objects and buildings. This thesis deals with the role of linear (rill and gully) erosion in the Tetves catchment.

Using the Caesium-137 tracer method for the analysis of the sediments leaving the catchment it could be shown that during the period from 1970 to 2000 more than 50% of the sediment came from the lower soil horizons. This could only happen as a consequence of gully erosion proving the dominant role of gullies in the catchment.

During field campaigns in the catchment 140 gullies were investigated, measured and surveyed. In addition to this gully length was also determined using aerial photos and topographical maps from the past. Before 1984 the increase of gully length was relatively slow, compared to the period after. After 1984 the development rate of an average size gully was almost double than before. The most probable reason for the difference in development rate is the organisation of arable plots into large blocks in the 1980s. Later in the course of the reprivatisation of agricultural fields could be another important reason for quicker gully development. Both processes have a remarkable effect on the increase of uncontrolled, concentrated surface runoff.

The measured data of each gully were collected and a database was established. Combining the single parameters three new indexes were calculated. The indexes contain the most important information about the gullies in a commensurable form and using the correct weight. On the base of these indexes a hierarchical classification was set up to determine groups of the investigated gullies. According to the results the “ephemeral gully type” group has the most important role in soil erosion.

Measuring and comparing the quantity of solutes in surface runoff and in concentrated overland flow from two parallel gullies the following statements can be made. The solute content of overland flow has changed due to the gullies. The different morphological character in the gullies causes different ion (PO_4 , NH_4 , NO_2 , NO_3) delivery system. The connection between concentrated flow from the different gullies and surface flow is dubious referring to the complexity of the processes. To clarify these trends additional research is needed.

Based on available literature on the subject and using the result of this research I suggested unified definition for the most important linear erosion forms in Hungarian language.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetet mondok DR. SCHWEITZER FERENC Igazgató Úrnak és a Földrajztudományi Kutatóintézet vezetőségének, amiért munkámat lehetővé tették és szakmai segítséggel is támogatták. Köszönettel tartozom DR. KERTÉSZ ÁDÁM témavezetőmnek, hogy munkámat irányította és segítette, DR. MAROSI SÁNDOR akadémikusnak, DR. PAPP SÁNDORnak, pedig hasznos tanácsaikért. Köszönöm BALOGHNÉ DI GLÉRIA MÁRIÁNAK a labormunkához nyújtott támogatást. Szintén hálás vagyok DR. CSEPINSZKY BÉLÁNAK, CSISZÁR BÉLÁNAK és a Természetföldrajzi Osztály minden munkatársának.

Külön köszönöm családomnak a türelmet és támogatást.

IRODALOM

- Ádám L. 1969. A Tolnai-dombság kialakulása és felszínalkotása. Akadémiai Kiadó, Budapest p. 83.
- Bádonyi K. 2006. Tájdegradáció vizsgálata dombsági mezőgazdasági területen (A hagyományos és a kímélő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra). Doktori értekezés Budapest ELTEBégon, M. – Harper, J. L. – Townsend, C. R. 1996. Ecology Third Edition. Blackwell Science Malden, USA. p. 715.
- Bergsma E. 2000. Terminology for soil erosion and conservation. Grafisch Service Centrum, Wageningen.
- Betts, H. D. – Trustrum, N. A. – de Rose, R. 2003. Geomorphic changes in a complex gully system measured sequential digital elevation models, and implications for management. *Earth Surface Processes and Landforms* 28. pp. 1043-1058.
- Billi, P. – Dramis, F. 2003. Geomorphological investigation on gully erosion in the Rift Valley and the northern highlands of Ethiopia. *Catena* 50. pp. 353–368.
- Bocco, G. 1991. Gully erosion: processes and models. *Progress in physical geography* 15/4. pp. 392-406.
- Boros L. 1977. A tokaji Nagy-hegy lösztakarójának pusztulása. Doktori disszertáció, Debrecen, p. 134
- Boros L. – Boros L.né 1980. Hóolvadékvíz által előidézett talajpusztulás a Nyírség északnyugati részén. *Földrajzi értesítő* 1980/1-2. pp. 217-232.
- Borsy Z. (szerk.) 1992. Általános természetföldrajz. Nemzeti Tankönyvkiadó Budapest p. 613.
- Bouhlassa, S. – Azenfar, A. – Machrouh, A. 1995. Caesium fallout as a tracer of erosion-sedimentation in big catchment. *Appl. Radiat. Isot.* 46. 6/7. pp. 659-660.
- Bulla B. 1954. Magyarország természeti földrajza. Tankönyvkiadó Budapest. p.423.
- Bull L. J. – Kirkby M. J. 1997. Gully processes and modelling. *Prog. Physical Geography* 21. (3) p. 355.
- Butzer, K. W. 1986. A földfelszín formakincse. Gondolat, Budapest, p. 128.
- Buzás I. 1988. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertankönyv. INDA 4231 Kiadó, Budapest p. 155.
- Campbell, K. L. – Capece, J. E. – Tremwel T. K. 1995. Surface / subsurface hydrology and phosphorus transport in the Kissimmee River Basin, Florida. *Ecological engineering* 5. pp. 301-330.
- Capra, A. – Mazzara, L. M. – Scicolone, B. 2005. Application of the EGEM model to predict ephemeral gully erosion in Sicily, Italy. *Catena* 59. pp. 133–146.
- Center Cs. 2002. Az általános talajvesztés becslési egyenlet (USLE) K tényezőjének vizsgálata. Doktori értekezés. Gödöllő, SZIE
- Chappell, A. 1999. The limitations of using ¹³⁷Cs for estimating soil redistribution in semi-arid environments. *Geomorphology* 29. pp. 135-152.
- Chappell, A. – Warren, A. – Oliver, M. A. – Charlton, M. 1998. The utility of ¹³⁷Cs for measuring soil redistribution rates in southwest Niger. *Geoderma* 81. pp. 313-337.
- Chow, V. T. – Maidment, D. R. – Mays, L. W. 1988. Applied hydrology. McGraw-Hill Inc. New York, USA p. 108.
- Connor, D. M. – Hinton, T. G. –Bell, C. M. 1997. Variance partitioning as a guide for sampling and comparing spatial distributions of Hg and Cs-137 in sediments. *The Science of the Total Environment* 206. pp. 167-176.

- Csepinszky B. (szerk) 2003. A légkörből kihullott rádióaktív anyagok követésén alapuló új erózió-kutatási módszer alkalmazhatóságának vizsgálata a Balaton vízgyűjtő-területén. Jelentés, FVM, KF- 289/1.
- Csepinszky B. – Csiszár B – Jakab G. – Józsa S. 1998a. A Balaton három vízgyűjtő-területén domináns talajok vizsgálata eső-szimulátorral. Jelentés FVM 22.626/96
- Csepinszky B. – Dezső Z. – Jakab G. – Józsa S. 1999a. Az eróziós kutatás lehetőségei a légkörből kihullott radioaktív anyagok követésével. A sugárzástechnika mező- és élelmiszeripari alkalmazása VI. szimpózium, Szarvas Különszám pp. 61-66.
- Csepinszky B. – Jakab G. - Józsa S. 1998b. Barna erdőtalajok eróziós veszteségeinek vizsgálata eső-szimulátorral a Balaton vízgyűjtő területén. Versenyképes magyar agrárgazdaság az évezred küszöbén. Növénytermesztés Agrokémia–Növényvédelem–Környezetvédelem. – Keszthely; PAE, pp. 270-276.
- Csepinszky, B. – Jakab, G. – Kisfalusi, F. 1999b. Measurement of infiltration and potential charging of initial erosion with rainfall-simulator – V. International congress on bioconversion of organic wastes and protection of environment, Ukraine p. 129.
- Csepinszky B. – Jakab G. 1999. Pannon R-02 eső-szimulátor a talajerózió vizsgálatára. XLI. Georgikon Napok Keszthely. Agrárjövők Alapja a Minőség. Keszthely PATE GEORGIKON pp. 294–298
- Daba, S. – Rieger, W. – Strauss, P. 2003. Assessment of gully erosion in eastern Ethiopia using photogrammetric techniques *Catena* 50. pp. 273– 291.
- DATE Mezőgazdasági Viz- és Környezetgazdálkodási Kar 1998. Talajerózió megjelenési formái a Balaton vízgyűjtőn. Tanulmány. Szarvas
- Dél-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség 1998. A Balatoni Intézkedési Terv 1068/1996. (VI. 21.) Kormányhatározat végrehajtása A Balaton vízgyűjtőn folytatott mezőgazdasági tevékenység hatásának vizsgálata, mintavízgyűjtők, Tetves-patak kisvízgyűjtő. Pécs
- Dél-dunántúli Vízügyi Igazgatóság 1985. Tetves-patak Vízgazdálkodási – Környezeti Tanulmánya. Pécs
- Desmet, P.J.J. – Poesen, J. – Govers, G. – Vandaele, K. 1999. Importance of slope gradient and contributing area for optimal prediction of the initiation and trajectory of ephemeral gullies. *Catena* 37. pp. 377–392.
- Dévényi D. – Gulyás O. 1988. Matematikai statisztikai módszerek a meteorológiában. Tankönyvkiadó Budapest
- Dezsény Z. 1982. A Balaton vízgyűjtőjének összehasonlító vizsgálata az erózió-veszélyeztetettség alapján. *Agrokémia és Talajtan* 31. pp. 405-425.
- Dezsény Z. 1984. A lehetséges erózió térképezése és az erózióveszély vizsgálata a Balaton-vízgyűjtő területén. *Vízügyi Közlemények* 66. pp. 311-324
- Dotterweich, M. – Schmitt, A. – Schmidtchen, G. – Bork, H. R. 2003. Quantifying historical gully erosion in northern Bavaria *Catena* 50. pp. 135– 150.
- Duck T. 1969. Alapfokú talajvédelem a mezőgazdasági üzemekben. *Mezőgazdasági Kiadó, Bp.*, p. 191
- Faulkner, H. – Ruiz, J. – Zukowskyj, P. – Downward, S. 2003. Erosion risk associated with rapid and extensive agricultural clearances on dispersive materials in southeast Spain. *Environmental Science & Policy* 6. pp. 115–127.
- Faulkner, H. – Spivey, D. – Alexander, R. 2000. The role of some site geochemical processes in the development and stabilisation of three badland sites in Almería, Southern Spain. *Geomorphology* 35. pp. 87–99.
- Fekete Z. 1958. Talaj és trágyázástan. *Mezőgazdasági Kiadó Budapest* p. 445.
- Fitzpatrick, E. A. 1986. An introduction to soil science Second Edition. Longman Scientific & Technical Harlow, UK. p. 147.

- Gábris Gy. – Kertész Á. – Sólyom P. – Zámbo L. 2000. Ravine and gully erosion in the hilly headwater areas of Hungary. In: Haigh, M. J. – Krecek, J. (eds.) Environmental reconstruction in Headwater Areas. Kluwer Academic Publishers Dordrecht, NL, pp. 137-145.
- Gábris Gy. – Kertész Á. – Zámbo L. 2003. Land use change and gully formation over the last 200 years in a hilly catchment. *Catena* 50. p. 152.
- Govers, G. – Quine, T. A. – Desmet, P. J. J. – Walling, D. E. 1996. The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land. *Earth surface processes and landforms* 21. pp. 929–946.
- Gyssels, G. – Poesen, J. – Nachtergaele, J. – Govers G. 2002. The impact of sowing density of small grains on rill and ephemeral gully erosion in concentrated flow zones. *Soil & Tillage Research* 64. pp. 189–201.
- Hessel, R. – van Asch, T. 2003. Modelling gully erosion for a small catchment on the Chinese Loess Plateau. *Catena* 54. pp. 131–146.
- Higgitt, D. 1993. Soil erosion and soil problems. *Progress in Physical Geography* 17. pp. 461-472.
- Ho, G. E. – Notodarmojo, S. 1995. Phosphorus movement through soils and groundwater: application of a time-dependent sorption model. *Water Science and Technology*, Volume 31, Issue 9, Pp. 83-90.
- Jakab G. 2005. A vonalas erózió megjelenési formái és kártétele vízgyűjtő léptékben. *Tájékológiai Lapok*. (3):1. 193-194.
- Jakab G. 2006. A vonalas erózió megjelenésének formái és mérésének lehetőségei. *Tájékológiai Lapok* 4(1): 17-33.
- Jakab G. 2007. A vonalas erózió vizsgálata a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Tájékológiai Lapok* 5(1): 208.
- Jakab G. – Kertész Á. – Dezső Z. – Madarász B. – Szalai Z. 2006b. The role of gully erosion in total soil loss at catchment scale. 14th International Poster Day. Transport of Water, Chemicals and Energy in the Soil-Crop Canopy-Atmosphere System Bratislava, 9.11.2006 Proceedings CD, ISBN 80-85754-15-0
- Jakab G. - Kertész Á. - Madarász B. - Dezső Z. 2006a. A vonalas és lepelerozió arányának vizsgálata vízgyűjtő léptékben. 3. Magyar Földrajzi konferencia Budapest, 2006. szeptember 6-7. CD kiadvány ISBN 9639545120
- Jakab G. – Kertész Á. – Papp S. 2005. Az árkos erózió vizsgálata a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Földrajzi értesítő* LIV(1-2): 149-165.
- Jakab G. – Szalai Z. 2005. Barnaföld erózióérzékenységének vizsgálata esőztetéssel a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Tájékológiai Lapok* 3(1): 177-189.
- Kádár L. 1954a. Az eróziós folyamatok dialektikája. *Közlemények a Debreceni Kossuth Lajos Tudományegyetem Földrajzi Intézetéből*. 18. pp. 1-16.
- Kádár L. 1954b. A lösz keletkezése és pusztulása. *Közlemények a Debreceni Kossuth Lajos Tudományegyetem Földrajzi Intézetéből*. 19. pp. 12-14.
- Kerényi A. 1986. A talajerózió és a lejtőfejlődés kapcsolatáról mérési eredmények alapján. *Földrajzi értesítő* 35(1-2): 43-56.
- Kerényi A. – Kocsisné Hodosi E. 1990. Lösspusztulási formák és folyamatok kvantitatív vizsgálata szőlőterületen. *Földrajzi értesítő* 39(1-4): 29-54.
- Kerényi A. 1991. Talajerózió Térképezés, laboratóriumi és szabadföldi kísérletek. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Kertész Á. 1984. The role of deep-cut tracks in linear erosion. *Geographical essays in Hungary Contribution to the International Geographical Congress Paris* pp. 47-54.
- Kertész Á. 1997. A térinformatika és alkalmazásai. Holnap Kiadó, Budapest p. 93.

- Kertész Á. 2001. A globális klímaváltozás természetföldrajza. Holnap Kiadó, Budapest p. 118.
- Kertész Á. 2003. Geomorphic processes and forms on dispersive and collapsible soils in Hungary: a review. Book of Abstracts COST 623 Final meeting and Conference, Budapest, Hungary p. 38.
- Kertész Á. 2004. Az árkos erózió felszínalakító szerepe Dél-Afrikában. Földrajzi Értesítő 53(3-4): 213-218.
- Kertész Á. 2006. Az éghajlati tényezők szerepe a lineáris erózióban. Földrajzi Közlemények LIV(3-4): 115-122.
- Kertész, Á – Centeri, Cs. 2006. Soil erosion in Hungary. In: Bordman, J.; Pousen, J.: Soil erosion in Europe. Wiley, England. pp.139-154.
- Killham, K. 2001. Soil ecology. Cambridge University Press pp. 175-176.
- Kirkby, M. J. – Bull, L. J. 2000. Some factors controlling gully growth in fine-grained sediments: a model applied in southeast Spain. Catena 40. pp. 127–146.
- Kirkby, M. J. – Bull, L. J. – Poesen, J. – Nachtergaele, J. – Vandekerckhove, L. 2003. Observed and modelled distributions of channel and gully heads—with examples from SE Spain and Belgium. Catena 50. pp. 415– 434.
- Kirkby, M. J. –Morgan, R. P. C. 1980. Soil erosion. John Wiley and Sons, Chicester, UK.
- Koblingerné Bokori E. – Szerbin P. – Koblinger L. – Ugron Á. – Stúr D. 1995. Cs¹³⁷ és Sr⁹⁰ izotópok vándorlásának vizsgálata különböző hazai talajtípusokon. Agrokémia és talajtan 44. pp. 125-137.
- Körödy G. 2006. A lineáris erózió vizsgálata a Mórág-Geresdi dombságban. Szakdolgozat ELTE
- Lang, A. – Bork, H. R. – Mackel, R. – Preston, N. – Wunderlich, J. – Dikau, R. 2003. Changes in sediment flux and storage within a fluvial system: some examples from the Rhine catchment. Hydrological Processes 17(16):3321-3334
- Ligetvári F. – Szalai Gy. 1994. Az első országos eróziós megfigyelő rendszer. Vízügyi Közlemények LXXVI. évfolyam 3. pp. 313-331.
- Li, Y. – Poesen, J. – Yang, J.C – Fu, B. – Zhang, J.H. 2003. Evaluating gully erosion using ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb/¹³⁷Cs ratio in a reservoir catchment. Soil & Tillage Research 69. pp. 107– 115.
- Lindsay, W. L. – Vlek, P. L. G. – Chien S. H. 1989. Phosphate minerals in Minerals in Soil Environments. Soil Science Society of America Madison, USA pp.1110-1113.
- Lóczy D., Veress M. (szerk.) 2005. Geomorfológia I. Földfelszíni folyamatok és formák. Dialóg Campus Kiadó Budapest-Pécs. pp. 28-33.
- Lóczy L. 1913. A Balaton környékének geológiai képződményei és ezeknek vidékek szerinti telepedése. In: Lóczy 1918. A Balaton Tudományos Tanulmányozásának Eredményei I. kötet 1. rész, p. 617.
- Lovász Gy 1972. A Duna és Tisza Kárpát-medencei szakaszának medereróziós folyamatai. Földrajzi értesítő 21/2-3. pp. 207-216.
- Lu, X. X. – Higgitt, D. L. 2000. Estimating erosion rates on sloping agricultural land in the Yangtze Three Gorges, China, from caesium-137 measurements. Catena 39. pp. 33-51.
- Lu, X. X. – Higgitt, D. L. 2001. Sediment delivery to the Three Gorges 2: Local response. Geomorphology 41. pp. 157–169.
- Mabit, L. – Bernard, C. 1998. Relationship between soil ¹³⁷Cs inventories and chemical properties in a small intensively cropped watershed. Earth & Planetary Sciences 327. pp. 527-532.
- 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.) Aspects

- of the Erosion by Water in Austria, Hungary and Slovakia. Soil Science and Conservation Research Institute, Bratislava. pp. 99-110.
- Marosi S. 1992. A Balatonmedence geomorfológiai vizsgálatának fejlődése és eredményei. Műhely Tanulmányosorozat Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest
- Marosi S. – Somogyi S. (Szerk.) 1990. Magyarország kistájainak katasztere I – II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet pp. 513-518.
- Marosi S. – Szilárd J. 1958. A Balaton somogyi partvidékének geomorfológiai képe. Földrajzi közlemények 6/4. pp. 347-361.
- Marosi S. – Szilárd J. 1969. A lejtőfejlődés néhány kérdése a talajképződés és talajpusztulás tükrében. Földrajzi értesítő 18(1): 53-67.
- Marosi S. – Szilárd J. 1979. Somogyi tájtipusok jellemzése és értékelése. Földrajzi Értesítő 28/1-2. pp. 51-85.
- Martínez-Casasnovas, J. A. 2003. A spatial information technology approach for the mapping and quantification of gully erosion. *Catena* 50. pp. 293– 308.
- Martínez-Casasnovas, J. A. – Ramos, M.C. – Poesen, J. 2004. Assessment of sidewall erosion in large gullies using multi-temporal DEMs and logistic regression analysis. *Geomorphology* 58. pp. 305–321.
- McMahon, M. – Hawkes, C. 1999. The MEDRUSH model. Technical description. MSZ/T 20133:2000
- Máté F. 1995. A talajvédelem – talajjavítás – vízminőség-védelem hármas feladatának összekapcsolása a Balaton térségében. *Agrokémia és Talajtan* 44(3-4): 395-398
- Máté F. (projektvezető) 2005. Szabályozási alternatívák a diffúz foszfor terhelés csökkentésére a Balaton vízgyűjtőjén. NKFP - 3/024/2001 „Intelligens vízgyűjtő projekt” <http://www.georgikon.hu/nkfp/eloadasok/default.htm>
- Nachtergaele, J. – Poesen, J. – Govers, G. 2002. Ephemeral gullies A spatial and temporal analysis of their characteristics, importance and prediction. *BELGEO* 2. pp. 159-180.
- Nachtergaele, J. – Poesen, J. – Steegen, A. – Takken, I. – Beuselinck, L. – Vandekerckhove, L. – Govers, G. 2001. The value of a physically based model versus an empirical approach in the prediction of ephemeral gully erosion for loess-derived soils. *Geomorphology* 40. pp. 237–252.
- Nemzeti Környezetvédelmi Program I. 1997. <http://www.kornyezetunk.van.hu/rendeletek/nemzetikornyezetvedelmiprogram.htm>
- Oliveira, M. A. T. 1990. Slope geometry and gully erosion development: Bananal, Sao Paulo, Brazil. *Zeitschrift für Geomorphologie* 34/4 pp. 423-434.
- Oostwoud Wijdenes, D. – Poesen, J. – Vandekerckhove, L. – Ghesquiere, M. 2000. Spatial distribution of gully head activity and sediment supply along an ephemeral channel in a Mediterranean environment. *Catena* 39. pp. 147-167.
- Owens, P. N. – Walling, D. E. 1996. Spatial variability of Caesium-137 inventories at reference sites: an example from two contrasting sites in England and Zimbabwe. *Applied Radiat. Isot.* 44. pp. 699-707.
- Panin, A. V. – Walling, D. E. – Golosov, V. N. 2001. The role of soil erosion and fluvial processes in the post-fallout redistribution of Chernobyl derived Cs¹³⁷: a case study of the Lapki catchment, Central Russia. *Geomorphology* 40. pp. 185-204.
- Pécsi M. 1955. Eróziós és korráziós völgyek és vízmosások képződése a Duna völgyében Dunaalmás és Nyergesújfalu között. Földrajzi értesítő 4. 1. pp. 41-54.
- Pécsi M. 1967. A földfelszíni külső (exogén) folyamatok osztályozása és nevezéktani értelmezése. Földrajzi Közlemények 15. pp. 199-209.
- Pécsi M. 1997. Szerkezeti és váztalaj képződés Magyarországon. Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest pp 90-99.

- Pinczés Z 1968. Vonalas erózió a Tokaj-hegy löszén. Földrajzi közlemények 16. 2. pp. 159-171.
- Pinczés Z. 1980. A művelési ágak és módok hatása a talajerózióra. Földrajzi közlemények 38. pp. 357-374.
- Plata Bedmar, A. – Cobo Rayan, R. – Sanz Montero, E. – Gómez Montana, J. L. – Avendano Salas, C. 1997. Influence of the Puentes reservoir operation procedure on the sediment accumulation rate between 1954-1994. Proceedings of the 19th Congress Grands Barrages, Florence, Italy, pp. 835-847.
- Podani J. 1997. Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest p. 27.
- Poesen, J. – Boardman, J. – Wilcox, B. – Valentin, C. 1996. Water erosion monitoring and experimentation for global change studies. *Journal of Soil and Water Conservation* 51(5): 386-390.
- Poesen J. W. A. 1989. Conditions for gully formation in the Belgian Loam Belt and some ways to control them. In: Schwertmann U. – Rickson R. J. – Auerswald K. (Eds.)1989. Soil erosion protection measurements in Europe. Catena Verlag, Cremlingen-Destedt. pp. 39-52.
- Poesen, J. – Hooke, J. M. 1997. Erosion, flooding and channel management in Mediterranean environments of southern Europe. *Progress in Physical Geography* 21/2. pp. 157-199.
- Poesen, J. – Nachtergaele, J. – Verstraeten, G. – Valentin, C. 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena* 50. pp. 91-133.
- Poesen, J. – Vanwalleghem, T. – de Vente, J. – Knapen, A. – Verstraeten, G – Martínez-Casanovas, J. 2006. Gully erosion in Europe. In: Bordman, J.; Pousen, J.: Soil erosion in Europe. Wiley, England. pp. 515-536.
- Porto, P. – Walling, D. E. – Ferro, V. 2001. Validating the use of caesium-137 measurements to estimate soil erosion rates in a small drainage basin in Calabria, Southern Italy. *Journal of Hydrology* 248. pp. 93-108.
- Prosser, I. P. – Abernethy, B. 1999. Increased erosion hazard resulting from log-row construction during conversion to plantation forest. *Forest Ecology and Management* 123. pp. 145-155.
- Quine, T. A. 1999. Use of caesium-137 data for validation of spatially distributed erosion models: the implications of tillage erosion. *Catena* 37. pp. 415-430.
- Quine, T. A. – Walling, D. E. – Chakela, Q. K. – Mandiringana, O. T. – Zhang, X. 1999. Rates and patterns of tillage and water erosion on terraces and contour strips: evidence from caesium-137 measurements. *Catena* 36. pp. 115-142.
- Richter, G. – Negendank, J. 1977. Soil erosion processes and their measurement in the german area of the Moselle River. *Earth Surface Processes* 2. pp. 261-278.
- Richter, G. – Kertész, Á. 1997. The Balaton Project. *ESSC Newsletter* 2+3/1997 pp. 3-36.
- Ries, J. B. – Marzolf, I. 2003. Monitoring of gully erosion in the central Ebro Basin by large scale areal photography taken from a remotely controlled blimp. *Catena* 50. pp. 309-328.
- Rode, M. – Lindenschmidt, K. E. 2001. Distributed sediment and phosphorus transport modeling on a medium sized catchment in central germany. *Phys. Chem. Earth (B)*, Vol. 26, No. 7-8, pp. 635-640.
- Salamin P. 1980. A víz szerepe a magyarországi sík-, domb-, és hegyvidéki felszínnek alakulásában. Földrajzi Közlemények 28(4): 308-330.
- Saunders, P. J. W. 1987. Soil protection Programmes and Strategies in Other Community Member States: The UK Approach to Soil and Landscape Protection. In: Barth, H. – L'Hermite Scientific Basis for Soil Protection in the European Community. Elsevier London p. 458.

- Savat, J. 1977. The hydraulics of sheetflow on a smooth surface and the effect of simulated rainfall. *Earth Surface Processes* 2. 2-3. pp. 125-140.
- Schmidt R. G. 1979. Probleme der Erfassung und Quantifizierung von Ausmass und Prozessen der aktuellen Bodenerosion (Abspülung) auf Ackerflächen, *Physiographica*, Bd. 1., Basel
- Schweitzer F. 1992. A mórökgeomorfológia szerepe az előtervezésben és a környezetvédelemben. *Földrajzi Értesítő* 41(1-4): 67-81.
- Schweitzer F. 2001. A magyarországi folyószabályozások geomorfológiai vonatkozásai. *Földrajzi Értesítő* 50(1-4): 63-72
- Schweitzer F. – Tiner T. (szerk.) 1996. Nagyberuházások és veszélyes hulladékok telephely-kiválasztásának földrajzi feltételrendszere. MTA Földrajtudományi Kutató Intézet, Budapest, p. 34.
- Sidorchuk, A. 1999. Dynamic and static models of gully erosion. *Catena* 37. pp. 401–414.
- Sisák I. – Máté F. 1993. A foszfor mozgása a Balaton vízgyűjtőjében. *Agrokémia és Talajtan* Tom. 42. No. 3-4. p. 257.
- Sisák I – Máté F 2003. Eróziós monitoring hálózat a Balaton vízgyűjtőjén. XVII. Országos Környezetvédelmi Konferencia Siófok, 2003. szeptember 23-25. előadás
- Soil Science Society of America 2001. Glossary of Soil Science Terms. Madison <http://www.soils.org/sssagloss/>
- Somogyi S. 1974. Meder- és ártérfejlődés a Duna sárközi szakaszán az 1782-1950 közötti térképfelvételek tükrében. *Földrajzi értesítő* 23/1. pp. 27-36.
- Souchère, V. – Cerdan, O. – Ludwig, B. – Le Bissonnais, Y. – Couturier, A. – Papy, F. 2003. Modelling ephemeral gully erosion in small cultivated catchments. *Catena* 50. pp. 489–505.
- Stankoviansky, M. 2002. Historical evolution of permanent gullies in the Myjava Hill Land, Slovakia. *Catena* 723. pp. 1–17
- Stefanovits, P. 1971. Brown forest soils of Hungary. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Stefanovits P. 1992. Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest pp. 176-179.
- Stefanovits P. 2004. Talaj, termőföld. Ezredforduló. 3-4. p. 3.
- Stefanovits P. – Filep Gy. – Füleky Gy. 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Stefanovits, P. – Várallyay, Gy. 1992. State and management of soil erosion in Hungary. In Proceedings of the Soil Erosion and Remediation Workshop, US – Central and Eastern European Agro-Environmental Program. Budapest, April 27 – May 1 1992, Budapest. 79-95.
- Stolte, J. – Liu, B.- Ritsema, C. J. – van den Elsen H. G. M. – Hessel, R. 2003. Modelling water flow and sediment processes in a small gully system on the Loess Plateau in China. *Catena* 54. pp. 117–130.
- Strand, P. – Brown, J. E. – Drozhko, E. – Mokrov, Yu. – Salbu, B. – Oughton, D. – Christensen, G. C. – Amundsen, I. 1999. Biogeochemical behaviour of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the artificial reservoirs of Mayak PA, Russia. *The Science of the Total Environment* 241. pp. 107-116.
- Szerbin, P. – Koblinger-Bokori, E. – Végvári, I. – Ugron, Á. 1999. Caesium-137 migration in Hungarian soils. *The Science of the Total Environment* 227. pp. 215-227.
- Szilárd J. 1965. A Külső-somogyi meridionális völgyek. *Földrajzi értesítő* 14/2. pp. 201-227.
- Szilárd J. 1967. Külső-Somogy kialakulása és felszínalakítása. *Földrajzi Tanulmányok*. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Tervező és Tanácsadó AGROBER Rt. 1995. Balaton vízgyűjtő vízminőségvédelmi komplex meliorációs és erdősítési tanulmány. Összefoglaló kivonat. Földművelésügyi Minisztérium

- Thyll Sz. (szerk.) 1992. Talajvédelem és vízrendezés dombvidéken. Mezőgazda, Budapest, pp. 14-15.
- Thoma, D. P. – Gupta, S. C. – Bauer, M. E. – Kirchoff, C. E. 2005. Airborne laser scanning for riverbank erosion assessment. *Remote Sensing of Environment* 95. pp. 493–501.
- Tóth A. 2004. Egy dél-balatoni vízgyűjtő (Tetves-patak) környezetállapotának vizsgálata a természeti erőforrások védelmének céljából. Doktori értekezés ELTE
- Tóth A. – Jakab G. – Madarász B. – Mészáros E. 2001. Csapadékok által oldott anyagok mozgása egy kisvízgyűjtőn és szerepük az erózió folyamatában. Magyar Földrajzi Konferencia Szeged, A földrajz eredményei az új évezred küszöbén, A Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei CD kiadvány ISBN 963482544-3
- USDA Soil Conservation Service 1992. Ephemeral gully erosion model EGEM. Version 2.0 DOS User Manual.
- Valcárcel, M. – Taboada, T. – Paz, A. – Dafonte, J. 2003. Ephemeral gully erosion in northwestern Spain. *Catena* 50. pp. 199–216.
- Vandaele, K. – Poesen, J. – Govers, G. – Wesemael, B. 1996. Geomorphic threshold conditions for ephemeral gully incision. *Geomorphology* 16. pp. 161-173.
- Vandekerckhove, L. - Muys, B. - Poesen, J. - De Weerd, B. - Coppe, N. 2001a. A method for dendrochronological assessment of medium-term gully erosion rates. *Catena* 45. pp. 123–161.
- Vandekerckhove, L. – Poesen, J. – Govers, G. 2003. Medium-term gully headcut retreat rates in Southeast Spain determined from aerial photographs and ground measurements. *Catena* 50. pp. 329–352.
- Vandekerckhove L. – Poesen J. – Oostwoud Wijdenes D. – Gyssels G. – Beuselinck L. – Luna de E. 2000. Characteristics and controlling factors of bank gullies in two semi-arid mediterranean environments. *Geomorphology* 33. pp. 37-58.
- Vandekerckhove, L. - Poesen, J. - Oostwoud Wijdenes, D. – Gyssels, G. 2001b. Short-term bank gully retreat rates in Mediterranean environments. *Catena* 44. pp.133–161.
- Vanwallegem T. – Eeckhaut Van Den M. – Poesen J. – Deckers J. – Nachtergaele J. – Oost Van K. – Slenters C. 2003. Characteristics and controlling factors of old gullies under forest in a temperate humid climate: a case study from the Meerdaal Forest (Central Belgium). *Geomorphology* 1333 pp. 1-15.
- Várallyay Gy. 1989a. A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai. *Agrokémia és talajtan* 38. pp. 33-50.
- Várallyay Gy. 1989b. Soil water problems on Hungary. *Agrokémia és talajtan* 38/3-4. pp. 577-595.
- Várallyay Gy. 1997. A talaj és funkciói. *Magyar tudomány* 42/12. pp. 1414-1430.
- Várallyay Gy. 1999. Talajvédelem – természetvédelem. *ÖKO Ökológia, környezetgazdálkodás, társadalom* 10/1-2. pp. 33-40.
- Várallyay Gy. 2001. A talaj vízgazdálkodása és a környezet. *Magyar tudomány* 46/7. pp. 799-815.
- Várallyay Gy. 2004. A talaj és a víz. *Ezredforduló* 3-4. pp. 4-6.
- Vente J. de – Poesen . – Verstraeten G. 2005. The application of semi-quantitative methods and reservoir sedimentation rates for the prediction of basin sediment yield in Spain. *Journal of Hydrology* 305. pp. 63-86.
- Veress M. 1997. A barrankókról. *Földrajzi közlemények* 45/1-2. pp.90-95.
- Vergilius Georgica I. 322-327.
- Verstraeten, G. – Poesen, J. – de Vente, J. – Koninckx, X. 2003. Sediment yield variability in Spain: a quantitative and semiqualitative analysis using reservoir sedimentation rates. *Geomorphology* 50. pp. 327–348

- Vér F. 1982. A talajszerkezet vizsgálatának és javításának fontossága növénytermelési szempontból. Keszthelyi Agrártudományi Egyetem, Keszthely
- Wedepohl, K. H. (editor) 1978. Handbook of Geochemistry Vol. 2/II. Springer-Verlag Berlin p. 15-H-5.
- Wicherek, S. P. – Bernard, C. 1995. Assesment of soil movements in a watershed from Cs-137 data and conventional measurements (example: the Parisian Basin). *Catena* 25. pp. 141-151.
- Wischmeier W. H. 1977. Soil erodibility by rainfall and runoff. in: Bergsma 1996 Terminology for soil erosion and conservation. p.25. Grafisch Service Centrum, Wageningen
- Yongqiu W. – Cheng H. 2005. Monitoring of gully erosion on the Loess Plateau of China using a global positioning system. *Catena* 63 (3): 154-166.
- Zhu, T. X. – Luk, S. H. – Cai, Q. G. 2002. Tunnel erosion and sediment production in the hilly loess region, North China. *Journal of Hydrology* 257. pp. 78-90.