



Néhány talajtulajdonság tájvédelmi szempontú értékelése

Doktori (PhD) értekezés

Szabó Szilárd

**Debreceni Egyetem
Debrecen, 2004.**

BEVEZETÉS

Az utóbbi évtizedekben ugrásszerűen megnövekedett antropogén környezetterhelés nagymértékben csökkenti a természetes rendszerek öntisztuló, méregtelenítő, tompító képességét. A terhelések a rendszer minden elemét érinthetik, attól függetlenül, hogy hányra van közvetlen hatásuk, mivel közvetve is érvényesülhetnek. Minél kevesebb és kisebb mértékű a zavarás, annál nagyobb a rendszer öntisztuló képessége. A környezeti rendszerek nyílt rendszerek, melyek minden eleme kapcsolatban áll egymással, ezért a környezetvédelmi vizsgálatokban fokozottan szem előtt kell tartanunk azt a megállapítást, hogy a környezeti elemeket nem lehet elkülönülten védeni, hanem csak rendszerszemléletű megközelítéssel, a rendszer egészét figyelembe véve.

A környezet védelmét szolgáló kutatások keretében vizsgálhatjuk a táj érzékenységét, vagyis azt, hogy az egyes tájak, tájrészletek miként reagálnak a terhelő antropogén hatásokra, természeti adottságaiknak megfelelően mennyire állnak ellen, mennyire képesek tompítani azokat. E vizsgálatoknál mindig tisztázni kell, hogy milyen jellegű érzékenységről beszélünk, mert általános érzékenységet nem tudunk meghatározni: ugyanaz a táj valamely tényezőre érzékeny lehet, míg valami másra egyáltalán nem.

A talajok vizsgálata jó alapul szolgál a tájvédelmi kutatásokhoz, mert a talajképző tényezők többé-kevésbé megegyeznek a tájalkotó tényezőkkel, így a társadalom károsító hatásai előbb-utóbb lecsapódnak rajtuk, és megfigyelhetővé, kimutathatóvá válnak belőlük. A különböző környezetkárosító folyamatok, vagy azok hatásai közvetlenül (pl. egy üzemi baleset kapcsán), vagy közvetve (pl. a légkör elszennyezése után száraz és nedves ülepedés alkalmával) érintik a talajt, elszennyezik, elsavanyítják azt. E hatások láncreakciószerűen végigfutnak a rendszeren és nyomaikat otthagyják a tájalkotó elemeken. A talajokban ezek a nyomok hosszabb időn keresztül meg is maradnak, és laboratóriumi vizsgálatokkal kimutathatóvá válnak.

E munka is egy ilyen tájérzékenység-vizsgálaton alapul, mely során a terhelő tényezők közül a savanyodást választottuk ki. A savanyodás hazánk egyik kiemelten fontos környezeti problémája, mely természetközeli, közvetlen antropogén hatásoktól mentes területeken is olyan mértékű lehet, hogy a talaj javítása elengedhetetlenné válhat. Ez a folyamat az ország területének közvetlenül 12,8%-át, közvetetten pedig 46%-át veszélyezteti (Várallyay, 1994). A folyamat hatása sokrétű, megfelelő kezelés hiányában szinte minden gazdasági területen éreztetheti hatását.

A dolgozatban a következő **célokat** tűztük ki:

- Feltárjuk, hogy a szőlő és szántó területhasználati egységek talajai között van-e különbség és, ha van, akkor ez minek köszönhető (talajtulajdonságok, nehézfém-tartalom). Az egyes területhasználati kategóriákon belül van-e különbség a talajtulajdonságokat tekintve.
- Áttekintjük a talajtulajdonságok horizontális heterogenitásának ábrázolása során felhasználható modern térképezési módszereket, megvizsgáljuk bizonytalanságukat.

- Feltárjuk a talajsavanyúság formáinak változását különböző talajszelvények vizsgálata alapján.
- Megvizsgáljuk, milyen kapcsolat van a talajtulajdonságok, a domborzat és vízháztartási egyenlet elemei között. A hidrometeorológiai adottságok, a lefolyás, valamint a párolgás kimutatható összefüggésben állnak-e a talajtulajdonságokkal?
- Megvizsgáljuk, milyen tényezők határozzák meg a talaj pH-t és pufferkapacitást.
- Feltárjuk, hogy a mintaterületen van-e talajsavanyodás, és ha igen, milyen mértékben.
- Megvizsgáljuk a többváltozós, súlyozásos tájértékelés módszerét a talajsavanyodás példáján, hogy esetünkben alkalmas-e a tájérzékenység becslésére.
- Kimutatjuk, hogy a különböző savas terheléseknek milyen szerepe van a nehézfémek mobilizációjában. A mobilizálódó mennyiségeket összehasonlítjuk a különböző expozíciós idő, a savkoncentráció, valamint a terület-használat szerint. Fémenként elemezzük a talajtulajdonságok és a kioldódott mennyiségek kapcsolatát.
- Megvizsgáljuk, hogy az angolperje cink- és a kadmiumterhelés hatására mennyi fémot vesz fel különböző termőhelyi adottságú és eltérő terület-használatú talajokból. A talajtulajdonságok közül melyek határozzák meg a növényekbe beépülő fémek koncentrációját.

1. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

1.1. A talajok és a tájvédelem kapcsolata

1.1.1. A tájérzékenység-vizsgálatok alapja

Napjainkban a környezetet érő hatások kutatásánál egyre gyakrabban alkalmazott módszer a *rendszermodellek* használata. A táj is értelmezhető rendszer-szemléletű megközelítéssel, a legtöbb jelenség előrejelzéséhez azonban bonyolult, összetett modellekre van szükség. E modellek tükrözik a táj élő és élettelen tényezőinek kapcsolatrendszerét mellett az ember, mint társadalmi lény rendszerben elfoglalt helyét és kapcsolatát a többi tájtényezővel (Kerényi, 1995). Haase - Barsch (1979 - cit. in Kerényi, 1994b) rendszermodelljében a táj, mint georendszer egyes elemeivel és a közöttük fennálló sokrétű kapcsolattal jelenik meg. A modell egyértelműen érzékelteti, hogy a társadalmi tevékenységek hatásai láncreakciószerűen futnak végig a rendszeren, a hatások jellegétől és erősségétől függő következményekkel. A rendszer minden eleme között (néhány kivételtől eltekintve) kétirányú kapcsolat áll fenn, így bármelyik károsodása az élővilágra, ezen keresztül magára a társadalomra hat vissza. A szakirodalomban több hasonló, bár ettől többé-kevésbé eltérő modell született (pl. Muhina *et al.* 1981). Egyes szerzők - pl. Szolincev (1963 - cit. in Kerényi, 1994b) - szerint a tájtényezők a viszonylagos hatóerők alapján

szigorúan meghatározott sorrendbe állíthatók. Valójában nem lehet merev sorrendet felállítani az egyes tájtényezők között jelentőségük, kölcsönhatásaik alapján, hanem mindig az adott táj konkrét elemzésére van szükség ahhoz, hogy meg lehessen állapítani a kölcsönkapcsolatok jelentőségét (Kerényi, 1994b). Napjainkban a modellalkotás túllépte a statikus, egyszerűsített modelleket, és rendszerint térinformatikai rendszerek felhasználásával készült dinamikus, térbeli modellek vették át a helyüket.

Az emberi tevékenységekből származó anyagok és energiák egyre szélesebb skálája terheli környezetünket, hátrányosan befolyásolva a természeti rendszerek működését, ezért egyre fontosabb szerepet játszanak a környezet- és tájvédelemben a *tájérzékenység* és a *tájpotenciál* feltárására irányuló kutatások. A táj káros környezeti hatásokkal szembeni érzékenységének, illetve terhelhetőségének meghatározása nagy mértékben járulhat hozzá a táj- és környezetvédelem hatékonyságához.

A tájak természeti adottságaiktól függően eltérő mértékben reagálnak a káros hatásokra. A következmények, illetve a regenerálódás emellett az adott hatás erősségétől, hosszától, gyakoriságától is jelentős mértékben függnek (Brunsden, 2001).

A terhelések következményeinek vizsgálati módszerei a tájérzékenység kutatásának nem túl régre visszanyúló kezdetei óta sokat változtak (Kerényi, 1994b). A kezdeti, csak a statikus modellek alapján kialakított értékelési rendszereket mára felváltották a polifunkcionális adatbázisokra épülő térbeli döntéstámogatási rendszerek. Napjainkban a matematikai alapokra épülő numerikus, többváltozós, súlyozásos tájérzékenység-vizsgálatok képviselik a legmodernebb értékelési irányzatot. A jelenségek, folyamatok kvantitatív megjelenítése alapvető fontosságú ahhoz, hogy egy matematikai modell bemenő paraméterévé válhassanak.

Az egyes paraméterek relatív helyzetét a modellezés tárgyának összetevői között *súlyozással* érzékeltethetjük. Az egyes paramétereket is súlyozzuk, és meghatározzuk a paramétereken belüli súlyokat is (pl. talajvíz mélysége, ezen belül a 0-1m, az 1-2m és 2m< osztályok). A súlyok meghatározása szubjektív, melynek kiküszöbölésére több módszer is elterjedt. A legkevésbé elfogadható az, amikor egy szakember saját tudására alapozva meghatározza az egyes súlyokat. Ilyenkor a vizsgálatba bevont paraméterek gyakran ugyanolyan súlyokat kapnak és csak a paramétereken belül, a tulajdonságok szerint történik súlyozás. Az elfogadottabb az, amikor a súlyokat egy szakértői csoport határozza meg, vagy rekreációs és humánökológiai célú környezetminősítések esetében reprezentatív népességcsoportokat kérdeznek meg – így a szubjektivitás megmarad, de mértéke csökken (Galambos, 1990; Lóczy, 2002). A szubjektivitás további csökkentésére az analitikus hierarchia eljárás (Saaty, 1972), illetve a fuzzy-halmazok alkalmazhatók (Lóczy, 2002). Mások (pl. Mezősi – Mucsi, 1993) szerint a szubjektivitás így sem csökken lényegesen, ezért eltekintenek használatától.

E modellek alkalmazására több példát is találhatunk mind a hazai, mind a külföldi szakirodalomban. Ilyen pl. a talajvízkészlet sérülékenységének vizsgálatára széleskörűen alkalmazott DRASTIC-modell (Aller et al. 1985 cit. in Lóczy 2002, Lénárt, 1999; Lobo-Ferreira – Oliveira, 1997). A környezet savanyodásának

modellezésére dolgozták ki a SMART2 (Kros *et al.* 2002), illetve a RAINS és NAPAP modelleket.

A hazai munkák közül a tanszékünkön – a Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszékén – készültekből említünk meg néhányat. Kerényi – Szabó Gy. (2001) egy általános hatás-érzékenység analízist készítettek az ország területéről, a kistájak szintjén. Kerényi - Csorba (1991) egy táj klimatikus érzékenységét vizsgálta meg a talajok vízháztartása, a talajvastagság, besugárzás és területhasználat függvényében. Fazekas (2003) a talajtulajdonságok súlyozásával alakított ki egy szennyeződés-terjedési modellt, mely alapján hulladéklerakók környezetre gyakorolt hatásait minősítette.

1.1.2. A talajok tájvédelmi funkciói

A talaj a természetföldrajzi és biológiai folyamatok működésének sajátos terméke: anyaga részben élő, részben élettelen; abiotikus és biotikus részrendszerek működési egysége, amelyben e két alapvetően különböző folyamatrendszer szorosan összekapcsolódik, egymástól elválaszthatatlanul (Szabolcs, 1994). Ez a tulajdonság az ökológiai rendszerek sajátja, így ilyen értelemben a talaj is ökológiai rendszer. Mint minden ökológiai rendszerre, a talajra is jellemző a környezettel való anyag- és energiakicserélődés, vagyis nyílt rendszerről van szó (Kerényi, 1995).

A talajban felépítő, lebontó és átalakító folyamatok bonyolult sora működik, melyek a természetes talajfejlődés keretein belül dinamikus egyensúlyi állapotban vannak, és az adott földrajzi környezetben a talaj funkcióinak optimális ellátását teszik lehetővé. A termékenység mellett jelentős a *szűrő, tompító és méregtelenítő* hatása is, amely az élőlények számára káros, szélsőséges hatások és folyamatok kivédését eredményezi, s ezzel az ökológiai rendszerek működését, az alapvető anyag- és energi ciklusok zavartalan működését biztosítja (Kerényi, 1995; Stefanovits, 1995).

A talajok szennyező hatásokra való érzékenysége az öntisztulási képességtől függ. E természetes képesség jelentősége abban van, hogy a talaj a folyamat révén részt vesz a szennyező anyagok ártalmatlanításában, ezáltal védi a települések levegőjét a bűztől, vizét a szennyeződésektől, és közvetve részt vesz a bioszférára ásványianyag-forgalmának szabályozásában. Az öntisztulás során a talaj komplex mechanikai, fizikai, kémiai és biológiai folyamatok eredményeként lebontással, semlegesítéssel csökkenti, illetve szünteti meg a változatos összetételű szennyező anyagok hatásait. A talaj felszínén a napsugárzás baktericid- és hőhatása, a kondenzáció és adszorpció jut érvényre (Moser – Pálmai, 1992; Stefanovits, 1995). A talaj szemcsézettsége és porozitása révén a szennyező anyagok *mechanikai szűrésen* esnek át, ezen túlmenően azonban a kolloidális alkotórészek viszonylag nagy fajlagos felülete – *adszorpciós képessége* – miatt, a szűrőhatás a pórusokénál kisebb nagyságú részecskéken is érvényesül. Így nemcsak egyszerű mechanikai szűrésről van tehát szó, hanem fizikai, kémiai, fizikai-kémiai reakciók (oxidáció, redukció, hidrolízis stb.) és biológiai hatások is érvényesülnek. Ezen hatások hiányá-

ban a pórusok átmérőjénél nagyobb részecskék szűrődnének csak ki, a kisebbek változatlanul áthaladnának (Orsovai, 1994). A talajkolloidok külső és belső határfelületén végbemenő adszorpciós folyamatok során kötődnek meg a szaganyagok, gázok, kationok (kálium, nátrium, magnézium, stb.), anionok (foszfát, szilikát, karbonát, szulfát, stb.) és a vízgőz. Az öntisztulásban jelentős szerep jut a mikroorganizmusoknak is, nélkülük nem lenne öntisztulás, steril talajban ez a folyamat leáll. A talajmikrobák az öntisztulásban önállóan és egymással kölcsönhatásban (szimbiózisban) vehetnek részt (Moser – Pálmai, 1992; Zvyagina *et al.*, 1990). Minél nagyobb a humifikáltsági foka és az agyagásványtartalma, minél aktívabb a talajélet, annál nagyobb az öntisztulási képessége.

A talajok szennyező hatásokra való érzékenysége tehát, mint láthatjuk sokféleképpen kap szerepet a természet élő és élettelen elemei és a köztük lévő sokoldalú kölcsönhatásrendszer fenntartásában, működésük biztosításában. Ha valamilyen hatásra az öntisztuló képesség csökken, vagyis az érzékenység növekszik, az vissza fog hatni a teljes rendszer működésére a hatótényezők módosulásával. Például egy erdő tarvágása után már az enyhe lejtőkön is felfokozódik a talajerózió, aminek következtében lehordódik a legfelső humuszos réteg, megváltozik a felszín vízgazdálkodása, a lefolyás mértéke, a kevesebb beszivárgás és gyorsabb felszíni elfolyás miatt kevésbé érvényesül a talajkolloidok szűrő hatása, ezután szélsőséges esetben a korábbi növényzet képtelen lesz regenerálódni még emberi segítséggel is.

Az előzőkből következően, ha a talaj elért egy kritikus zavarási pontot, amikor abiotikus és/vagy biotikus alrendszere maradandóan sérül, már nem elegendő a zavaró hatás megszüntetése, a regenerálódás nem spontán folyamat, erre rá kell segíteni, a talajokat mesterségesen javítani kell (Vallejo *et al.* 2000). Várallyay (1994) szerint hazánkban a *legfőbb talajdegradációs folyamatok* a következők: a talajerózió, a talajsavanyodás, a másodlagos szikesedés, a fizikai degradáció, a vízháztartási tulajdonságok szélsőségessé válása, a biológiai degradáció, a tápanyagforgalom kedvezőtlen irányú megváltozása és végül a pufferképesség csökkenése és talajszennyeződés. Dolgozatunkban a talajsavanyodás témakörét tárgyaljuk részletesebben (1.2. fejezet).

A tájban a talaj kettős szerepet tölt be: egyrészt tehát a természeti környezet elengedhetetlen tényezője, másrészt az emberi társadalom ősi és ma is fontos termelőeszköze (Várallyay, 1994; 2003). E két funkció ellentétbe kerülhet, és mint a gyakorlat bizonyítja, ellentétbe is kerül egymással. A probléma megoldásában a talajvédelmi feladatokon túl érdemes figyelembe venni a tájvédelmi kívánalmakat is. A talajvédelem és tájvédelem feladata (ez esetben) az, hogy a talajt olyan állapotban tudjuk tartani, hogy az meg tudja felelni mind a természeti rendszerekben betöltött funkcióinak (termékenység, öntisztulás), mind a társadalmi elvárásoknak (termelőeszköz).

Az egyik legfontosabb tájvédelmi feladat a *termelési tájpotenciál* (Csima, 1993) *megőrzése*.

A talajhasználatból nem következik egyértelműen a leromlás (Várallyay, 2003). A zavartalan talajműködés fenntartásának egyik záloga, hogy minimálisra csökkentjük a beavatkozást a természetes biogeokémiai anyagforgalomba és minden termőhelyen pontosan akkora kezelést alkalmazunk, amekkora szükséges. A

kezelés jelenthet vegyszerezést, trágyázást, műtrágyázást, szántást, öntözést, stb., viszont, ha a fentieket figyelmen kívül hagyjuk, sérül a talaj multifunkcionalitása, és amellett, hogy nem tud megfelelő terméshozamot biztosítani, más környezeti elemeket is elszennyezhet (Stefanovits, 1978; Várallyay – Láng, 2001). A téma összetett jellege miatt a továbbiakban csak a tápanyag-utánpótlással és a savanyú talajok meszesítésével foglalkozunk részletesebben (lásd 4.1.1. fejezet).

Több más tényező mellett (pl. elszivárgó kommunális szennyvíz) az elmúlt évtizedekben folytatott túlzott nitrogén-műtrágyázás eredményeként hazánk több száz településének vált fogyasztásra alkalmatlanná a talajvíze (Juhász, 1989), a talajerózióval tavainkba mosódó foszfor pedig számos esetben eutrofizációhoz vezetett. A rendszerváltás utáni időszakban visszaeső műtrágya-felhasználás következtében napjainkra ezek a káros folyamatok visszaszorultak, termőföldjeink leginkább tápanyaghiánnyal jellemezhetők és a vizek szennyezettsége is csökkent, beleértve a talajvizek nitrát-terhelésének csökkenését is.

A kezelendő terület felmérésekor figyelembe kell venni a talajtulajdonságok talajképző tényezőktől való függését (talajképző közetet, talajvíz mélységét, a domborzatot, stb.), és a mikroheterogenitást, mely leginkább a mezőgazdasági kezelések vagy szennyezések miatt alakul ki (Czinege, 1999; Czinege – Pásztor et al. 2000; Sarkadi et al. 1986; Szabó Gy. 2001).

A termelési potenciál megőrzése mellett a táj- és talajvédelem több területen is átfedésben van:

- *a településfejlesztést lehetővé tevő természeti alap*: a talaj multifunkcionalitása sokoldalú fejlesztést tesz lehetővé, sérülése esetén a lehetőségek is korlátozottak;

- *rekreációs potenciál*: az üdülés során a tájat érő terhelések nagy részét a talajnak kell elviselnie, tompítania; ha ez a képesség romlik, a következmény akár a rekreációs vonzerő megszűnése is lehet (pl. a taposásából eredő gyalogösvényerózió miatt felárkolódhatnak a hegyoldalak, megközelíthetatlenné téve a turista-célpontokat);

- *tájjelleg-védelem*: a talajdegradáció előrehaladásával a táj megjelenése változhat meg (pl. a Keleti-főcsatorna kialakítása után másodlagosan elszikesedett 100 000 hektáros területen);

- *egyedítájérték-védelem*: a talajkárosodás az egyedi tájértékeket is veszélyeztetheti a talajtulajdonságok megváltozásával (példánkban az idős fákon, mint egyedi tájértékeken mutatjuk ezt be: a talajok pH-csökkenése miatt toxikus nehézfémek, illetve alumínium és mangán jutnak oldatba, Jakucs (1990) ezt a folyamatot teszi felelőssé a savanyodással összefüggő erdőpusztulásért, bár ezt mások az egyéb tényezők szerepe miatt vitatják – Csima, 1993).

1.2. Talajsavanyodás

1.2.1. Savanyúság, a savanyúság formái és a savanyodás

A talaj pH-ja – egészen extrém esetektől eltekintve - 3-9 tartományba esik. A semleges kémhatást az egyes szakirodalmak 6,8-7,2 közé teszik (Filep Gy. 1999a, Stefanovits, 1977), míg mások tágabb 6,5-7,5 közé eső intervallumot adnak meg (Fitzpatrick, 1986; Szabolcs, 1966).

A talajok esetében nem elég a pH meghatározása a savanyúság megállapításához, mivel ez csak a vizes szuszpenzióban mérhető H^+ -ionok koncentrációját adja meg. A teljes körű jellemzéshez szükséges a kolloidok felületén lévő *változó* és *állandó* töltések által kötött H^+ -ionok mennyiségének, a rejtett (potenciális) savanyúságnak a megállapítása is. Az előbbi a *kicserélődési*, az utóbbi a *hidrolitikus aciditás*. Mindkét esetben arról van szó, hogy egy megfelelő kicserélő oldat (KCl, illetve Ca-acetát) segítségével oldatba visszük ezeket a H^+ -ionokat is, melyek mennyisége ezután lúggal való titrálás során határozható meg (Filep Gy. 1999a; Filep Gy. - Filep T. 1999, Reuss – Walthall, 1990). A talajban lévő rejtett savanyúság arra utal, hogy a talaj további savanyodása várható, különösen akkor, ha a kicserélődési savanyúság is megjelenik a talajban (Stefanovits et al. 1999).

A környezet növekvő savanyodására már 150 évvel ezelőtt felfigyeltek. 1852-ben Robert Angus Smith, skót vegyész a Manhattan környéki levegő minőségének tanulmányozása közben figyelt fel először szokatlanul savas kémhatású csapadéokra. Azt feltételezte, hogy ez a jelenség az ipari termelés okozta levegőszennyezéssel, a kén-dioxiddal hozható összefüggésbe. Tőle ered a savas eső elnevezés, és már ekkor figyelmeztetett a folyamat veszélyeire, amit csak egy évszázaddal később vettek figyelembe - amikor már az első komoly problémák jelentkeztek (McCormick, 1989).

A talajsavanyodás problémája a talajvédelem tárgykörébe tartozik, melynek fogalma hazánkban az 1920-as, 1930-as évektől ismert. A savanyú talajok javítása kapcsán id. Várallyay Gy. már 1942-ben adatokat közöl: szabadföldi kísérletében meszezéssel 10-85%-os termésmöbilitetért el. A javítóanyag-szükséglet meghatározása terén Pretenhoffer I. és Pálfalvi I. végzett fontos kísérleteket 1950-60 között (Csathó, 2001). A gyakorlati megvalósítás terén Belák S. nevét kell kiemelni, aki a nyugat-magyarországi meliorációs programban az eróziós károk megszüntetése mellett célul tűzte ki az elsavanyodott talajok kémiai javítását is (Stefanovits, 1996). Az 1970-es évektől már nagy számban találhatunk publikációkat a témával kapcsolatban. Az 1977-ben Stefanovits által szerkesztett könyvben részletes leírást olvashatunk a savanyodás folyamatáról és következményeiről, majd Mészáros (1984) ír a magyarországi savas esőkről. 1986-ban Horváth L. könyve jelent meg a savas esőkről és ugyanebben az évben a Meteorológiai Tudományos Napok keretében konferenciát rendeztek a folyamat megvitatására. Ezután ugrásszerűen megnőtt az e témával foglalkozó publikációk száma. 1990-ben országos konferenciát rendeztek Környezetünk savasodása címmel, 1993-ban pedig 1:100000 méretarányban savanyúság-érzékenységi térkép készült az országról (Várallyay et al. 1993).

Hazánkban kb. 2,3 millió hektár savanyú talajjal számolhatunk, melyből 620 ezer hektár igényel melioratív meszeztést, 1,2 millió hektáron eddig egyáltalán nem történt meszezés. 1989-ben 40-50 ezer hektáron végeztek melioratív meszeztést, 80-100 ezer hektáron mésztrágyázást (*Kadlicskó*, 1996). 2000-2002 között kb. 10000 hektáron került sor talajjavításra és 5000-9000 hektáron mésztrágyázásra (*AKII*). A savanyú talajok nem fognak maguktól megjavulni, néhány esettől eltekintve beavatkozásra van szükség. A gazdálkodó szervezeteknek erre nincsenek anyagi forrásai, állami támogatásra lenne szükség, ami azonban az utóbbi években nincs (bővebben lásd *1.2.7. fejezet*).

Buzásné et al. (1986) a MÉM NAK 1977-85 közötti mérésekre alapozva megállapították, hogy a bevizsgált talajmintákban a 6-os pH alatti arány 7%-kal nőtt, és igen szembeűnő a pH<4,5 alatti területek arányának növekedése is. 1955 és 1985 közötti időszakból, erdős területekről származó mintákban a hidrolitos aciditás szignifikánsan nőtt, 1985-től 1997-ig viszont csak néhány esetben folytatódott ez a tendencia, sőt egyes területeken pH-növekedés következett be. Ez utóbbi jelenség sok helyen valószínűleg a területhasználati váltásnak köszönhető: az erdőben a szálalóvágás után szeder, kőkény és galagonya vált uralkodóvá, és az avar savassága csökkent, mindamellett, hogy a savas ülepedés mértéke is csökkent (*Stefanovits et al.* 1998). Ez a tény arra hívja fel a figyelmet, hogy a növényzetnek igen nagy szerepe van a savanyúság alakításában, és a magyarázatok keresésénél megfelelő súllyal számításba is kell venni. A növényzet szerepe a műtrágyázás savanyító hatásának csökkentése kapcsán is szembeűnő (lásd később *1.2.3.2. fejezet* - *Murányi – Németh*, 1990).

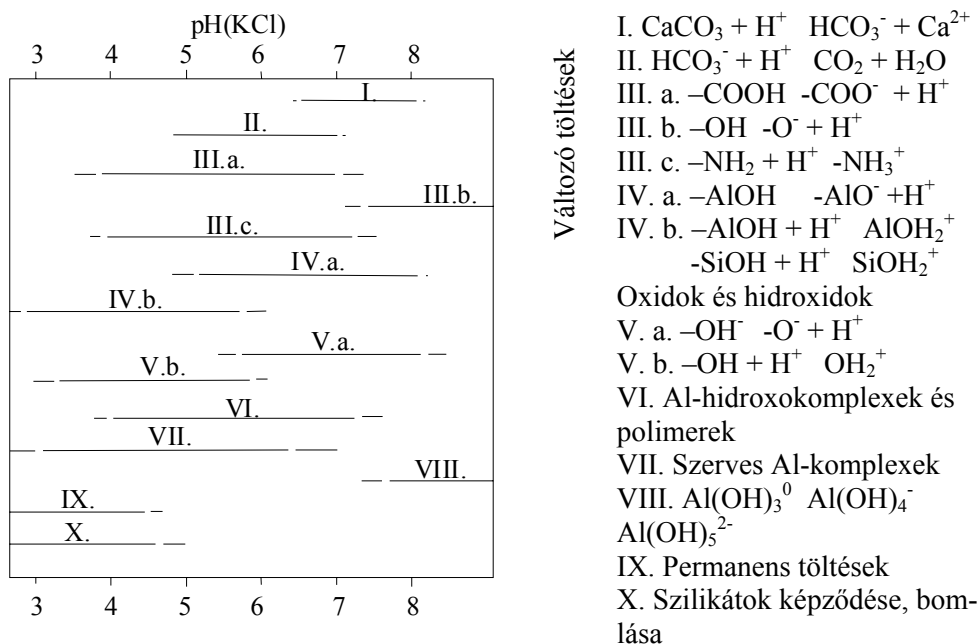
Európában a legveszélyeztetettebb területek Ukrajna és Lengyelország, továbbá a következő országok erdőtalajai esnek az alacsony pufferekapacitás miatt savanyodásra érzékeny kategóriába: Hollandia, Belgium, Svájc, Portugália, Ausztria, Szlovákia és Magyarország (*EEA Report* 1999; *EEA Report* 2003).

1.2.2. Sav-bázis pufferrendszerek a talajban

A talajok savanyúságát a mindenkori H^+ -koncentráció határozza meg, ami-re a talajban zajló protonelnyelő és protontermelő folyamatok, mint sav-bázis pufferrendszerek hatással vannak. Ezek a pufferrendszerek különböző pH-tartományokban, de egymással átfedésben játszanak szerepet a pH alakításában. A legfontosabb pufferhatású talajösszetevőket és talajkémiai reakciókat *Filep Gy.* – *Rédlyné* (1987-88) munkája alapján az alábbiakban foglalhatjuk össze:

- talajkolloidok (szerves és szervetlen kolloidok);
- könnyen málló ásványok képződése-oldódása;
- alumínium-hidroxid polimerek és/vagy alumínium-hidroxo polimerek átalakulása; (szerepük a 6,5-nél kisebb pH-nál nő meg, és mivel a talajban az alumínium-szilikátok gyakori ásványok, hatásuk is jelentős);
- szerves fémkomplexek képződése-dekompenzálódása;
- $CaCO_3 - Ca(HCO_3)_2 - CO_2$ rendszer.

Általánosságban azt mondhatjuk, hogy minél gyengébb sav az adott pufferrendszer funkciós csoportjának protonált formája, vagyis minél erősebben köti meg a protonokat, annál magasabb pH-nál lép működésbe. Az 1. ábrán a pufferanyagok feltételezett hatástartományát mutatjuk be.



1. ábra. Pufferrendszerek a talajban (Filep Gy. – Rédllyné 1987-88)

A talajképző kőzet szerepe a savas anyagok közömbösítésében az ásványi összetételtől függően változó. Az 1. táblázatban néhány kőzet kritikus savas terhelését mutatjuk be.

1. táblázat. Néhány kőzet savas terhelhetősége és az annak megfelelő mennyiségű kén (Grennfelt – Nillson, 1988)

Talajképző kőzet	savterhelés (keq $\text{H}^+ / \text{km}^2 / \text{év}$)	kénüledés (kg S/ha/év)
gránit, kvarcit	<20	<3
gránit, gneisz (biotit<5%)	20-50	3-8
granodiorit, csillám, gabbró (amfibol<5%)	50-100	8-16
gabbró, bazalt (olivin<5%)	100-200	16-32
mészkö	>200	>32

1 keq $\text{H}^+ / \text{km}^2 / \text{év} = 0,16 \text{ kg S/ha/év}$

A talajképző kőzet és a csapadékmennyiség kiemelt pH-alakító hatására hívják fel a figyelmet *Simon B. et al.* (2001). Az általuk vizsgált szelvények kémhatását ez a két tényező befolyásolta közvetlenül mind az aktív, mind a potenciális savanyúsági formák között, de megjegyzik a kutatás folytatásának szükségességét is.

A talaj agyagtartalmának, ezen belül is az agyagásványi összetételnek fontos szerepe van a savas hatásokkal szembeni válaszreakciókban. Az illites talajok általában jobban, a szmektitest talajok kevésbé savanyodnak, illetve az illites talajok jobban savanyodnak az ammóniumsók hatására (*Stefanovits*, 1989). *Blaskó* (1981) kísérletében különböző adagú meszezés hatására kialakuló új pH- és hidrolitos aciditás-viszonyok kiegyenlítettebb képet mutattak a nagyobb agyagtartalmú, kolloidokban gazdagabb réti talaj esetében, mint a kb. fele annyi agyagot tartalmazó agyagbemosódásos barna erdőtalajnál.

1.2.3. A savanyúságot kialakító tényezők

1.2.3.1. Természetes okok

A savanyodás, vagyis a pH-csökkenés természetes körülmények között is olyan méreteket ölthet, hogy a talaj javítása elengedhetlenné válhat savanyú, nem karbonátos talajképző kőzet, fokozott kilúgzás és a növényi maradványok savanyú bomlástermékei következtében (*Blaskó et al.* 1998a). A leginkább veszélyeztetett talajok ennek megfelelően a következő típusok, altípusok, változatok:

- *a savanyú alapkőzet miatt*: nem karbonátos földes kopár, ranker, nem karbonátos öntés csernozjom, egyes nem karbonátos szikes talajok, nem karbonátos réti talaj, nem karbonátos öntés réti talaj;
- *a kilúgzás következtében*: agyagbemosódásos barna erdőtalaj, podzolos barna erdőtalaj, pangóvizes barna erdőtalaj, kovárványos barna erdőtalaj, savanyú nem podzolos barna erdőtalaj, kilúgzott csernozjom;
- *savanyú növényi bomlástermékek következtében*: réti talajok, láptalajok, mocsári erdők talajai, öntéstalajok (*Stefanovits et al.* 1999).

Természetesen egyes esetekben nem lehet teljesen szétválasztani a hatótényezőket, mert együtt jelentkeznek, mint például a podzolos barna erdőtalaj esetében egyaránt fontos a savanyú talajképző kőzet a kilúgzás és a savanyú növényi bomlástermékek, vagy a réti talajok esetében a kilúgzás és a savanyú növényi bomlástermékek.

Emellett meg kell jegyeznünk azt is, hogy a kilúgzás folyamatának hatása alól nem mentesek a karbonátos kőzeten kialakult talajok sem. Akár a közethatású rendzina talajok pH-ja is lehet savas. *Keveiné et al.* (1999) és *Zseni* (1999; 2000) kutatásai szerint a Bükk-fennsíkrol és az Aggteleki-karsztról begyűjtött mintáik közel 60%-ának kémhatása a savanyú tartományba esik, bár a talajképző kőzet CaCO_3 -tartalma magas.

A szerves anyagok többféleképpen is csökkentik a pH-t. Az elhalt növényi anyagok először a pH gyors, de rövid ideig (kb. 1 hétig) tartó emelkedését okozzák,

majd a mineralizáció és a nitrifikáció miatt egy hosszabb, lassú pH-csökkenés következik (Paul *et al.* 2001). Emellett a bomlás körülményei nagy mértékben befolyásolják a keletkező humuszsavak tulajdonságait. A kationszegény avar bomlása, az anaerob viszonyok, vagy az eleve savanyú talajképző közet nem kedvez a hosszú szénláncú, polimerizálódott, jó minőségű humuszsavak kialakulásának, ilyen esetekben nagyrészt rövid szénláncú, savanyító hatású fulvosavak keletkeznek. Az így kialakuló pH akár 4 alatti is lehet. A szerves anionok kationokat (Ca^{2+} , Mg^{2+}) mobilizálnak, melyek kimosódnak a szelvényből, ezáltal is csökkentve a talaj savközömbösítő képességét, 0,1-0,5 kmol/ha/év nagyságban (van Grinsven *et al.* 1986).

A savanyodás üteme nem volt mindig ekkora mértékű, a korábbi időszakokban talajba jutó szerves anyag mennyisége és minősége a jelenlegitől eltérő volt, bomlástermékei kevésbé savanyították a talajt (Stefanovits, 2003a).

1.2.3.2. Antropogén okok

A legfőbb kiváltó okok antropogén hatásokra vezethetők vissza: légköri savas ülepedés, helytelen műtrágyahasználat és nem megfelelően elhelyezett savanyító hatású melléktermékek, hulladékok. A továbbiakban ez alapján tekintjük át a kiváltó okokat.

Savas ülepedés

Az atmoszférába jutó gázok nagyobb hányada, eredetétől eltekintve savas kémhatású (Papp – Kümmel, 1992). A csapadék savasságát hazánkban elsősorban kénvegyületek, másodsorban nitrogén-vegyületek okozzák (Mészáros, 1986). A természetes geokémiai ciklushoz az antropogén terhelés a teljes SO_2 -emisszió több, mint 50%-ával, a teljes NO_x -emisszió több, mint 30%-ával járul hozzá (Papp - Kümmel, 1992). Az említett gázok a légkörben savas prekursoroként lépnek reakcióba a vízzel és erős savakká (a levegőkémiában a szénsavnál erősebb savak számításnak ebbe a kategóriába – Horváth, 1986), kénsavvá, illetve salétromsavvá válnak. Emellett gyenge savak is szerepet kapnak a savas kémhatás kialakításában, ilyen például a szénsav, a karboxilsav, a nitrozus gázokból képződő savak és a kénessav (Tanner, 1990). Gyenge sav az utóbbi években az üzemanyagok égetése miatt növekvő koncentrációban a légkörbe kerülő hangya- és ecetsav is. Egyes szakirodalmak szerint az egyes nagyvárosok környezetében jelenlévő légköri hangyasav fele és az ecetsav 2/3-a származik antropogén forrásból (Avery *et al.* 2001).

A csapadékvíz a CO_2 - víz egyensúlyi rendszer miatt eleve savas kémhatású (5,65), amely a légkör természetes kén- és nitrogénvegyületei miatt kb. pH=5 körülire csökken. Az emberi tevékenységekből származó terhelések következtében kémhatása tovább savanyodik (4,2-4,0 de Kínában előfordult már pH=2,25 is – Papp - Kümmel, 1992; Horváth, 1986; Marsh, 1987). Magyarországon az országos átlag az 1978-82 időszakban pH=4,67 volt, kategóriánkénti bontásban a pH<5 min-

ták 37%-ot tettek ki, gyengén savas, illetve semleges 41%-uk, míg bázikus 22%-uk volt (Horváth – Mészáros, 1986). Hazánk legsavanyúbb csapadéka pH=3 volt. Az APPE (Air Pollution Project Europe) keretében végzett vizsgálatok szerint 1992-1996 között 5-5,4 körüli (Riedel, 1998). Az EMEP (European Monitoring and Evaluation Program) mérőhálózatához tartozó K-pusztai állomás adatai szerint ebben az időszakban az átlag pH szintén 5 körüli volt, de az értékek mediánja csak 4,88, ami azért van, mert a pH csak 1996-tól emelkedett 5 fölé. Az 1996 és 2000 közötti időszakban a csapadék pH-ja 5,69-5,94 között, vagyis a levegőkémiai semlegességi pont körül változott (EMEP Measurement Network).

Hazánkban a kén-dioxid kibocsátás 1980-hoz képest (1 600 ezer t) több mint a felére esett vissza 1998-ra (620 ezer t). A csökkenés a lakossági, illetve az ipari fűtési rendszer átalakításának köszönhető, a hőerőművi kibocsátás stagnálása mellett. A nitrogén-oxidok mennyisége szintén csökkent, de a tendencia nem olyan határozott, mint a kén-dioxid esetében: 1980-tól (270 ezer t) 1992-ig (185 ezer t) csökkent, majd utána enyhén emelkedni kezdett: 1997-ben 200 ezer t (*Adatok hazánk környezeti állapotáról* 2002).

Világviszonylatban a savas ülepedés három nagy területen jelent problémát: Európában (Kerényi, 2003), Észak-Amerikában és Ázsiában (Kína - *Kuylenstierna et al.* 2001).

Az elmúlt években kötött nemzetközi egyezmények, jegyzőkönyvek szellemében történt intézkedések hatására a fő savas ülepedést kiváltó tényező, a kén-dioxid kibocsátása az 1990-es állapothoz képest 2000-re Európában 37%-kal, Észak-Amerikában pedig 17%-kal csökkent (*Kuylenstierna et al.* 2001; *Li – Gao*, 2002). Észak-Amerikában a kén-dioxid kibocsátás csökkenésének trendje (mely az 1970-es évekhez viszonyítva még 40%-os volt) lelassult és hasonló tendencia figyelhető meg Európában is, kis időbeli eltolódással, ahol ez a lassulás 1995-től következett be (Kerényi, 2003).

Észak-Amerikában New England, New York, Virginia, Kentucky, Észak-Karolina, Florida, Ohio, valamint Tennessee államok a legveszélyeztetettebbek, ugyanis itt a legnagyobb a savas ülepedés mértéke és további gondot jelent, hogy tavaik és talajaik pufferkapacitása is kicsi (*Friedman et al.* 1983).

Európában Közép-Angliában, illetve a Kelet-Németországtól Észak-Csehországig terjedő régióban, valamint egyes országok (Észak-Olaszország, Ukrajna, Románia, Bulgária, stb.) ipari körzetei környékén a legmagasabb a kén-dioxid kibocsátás (Kerényi, 2003).

Az előzőekkel ellentétben Kínában csak az 1970-es évek végén, '80-as évek elején jelentkezett a savasodás, viszont mára a legveszélyeztetettebb régióvá nőtte ki magát: az elmúlt évtizedben 30%-kal növekedett a kén-dioxid kibocsátása. A nitrogén-oxid kibocsátása Kínában kisebb problémát jelent, a $\text{SO}_4^{2-}/\text{NO}_3^-$ hánydos magas, bizonyos területeken 15 feletti, itt tehát a savas ülepedés szulfát-típusú. A fő gond az, hogy a kínai energiatermelésből 75%-os részesedésű széntüzelésű erőművek adják a teljes kén-dioxid-terhelés 90%-át. Ennek átalakítására még sokáig kell várni, és a szennyezés Koreát és Japánt is eléri (*Li – Gao*, 2002). Kína legveszélyeztetettebb körzetei az ország keleti részén, az ipari régiókban vannak.

Az északi területeken a savas hó nagyobb problémát okoz, mint a savas eső. Az utóbbi az év nagy részében elnyújtva fejti ki hatását, míg az előbbi egyszerre, tavasszal, éppen akkor, amikor a növények kezdenek kihajtani és érzékenyebbek, mint a kifejlett példányok (DeLorenzo, 1994; Horváth, 1986; Hrkál, 2001).

A légköri savas ülepedés természetesen nemcsak savas esőt, vagyis nedves ülepedést jelent, hanem *száraz ülepedést* is. A kén-dioxid gáz, a nitrogén-dioxid gáz, a salétromsav gőz és a kénsavtartalmú aeroszol részecskék érintettek leginkább a száraz ülepedésben. E folyamat során az ülepedő anyagok kétféleképpen érhetik el a felszínt: *gravitációs kihullás* által és *turbulens diffúzióval* (Horváth, 1986). A legnagyobb tömegű részecskék a légkörbe kerülés után a gravitáció hatására gyorsan kiülepednek, emellett azonban abszorpció és precipitáció is végbe megy. Az abszorpció során a gázok folyadékban, vagy szilárd testben oldódnak, illetve kötődnek meg, így vagy nedves ülepedéssel, vagy gravitációsan érik el a felszínt. A kihullásban nagy szerepe van a *precipitációnak* is, mely azt jelenti, hogy egyes részecskék a náluk hidegebb (termoprecipitáció), illetve az ellentétes töltésű felületekhez (elektroprecipitáció) tapadnak, és így érik el a gravitációs ülepedéshez szükséges tömeget (Thyll, 1996). A turbulens diffúzió során a termikus és dinamikus turbulencia hatására létrejövő örvénylő légáramlásban a szennyező anyagok elkeverednek. Az örvénylő mozgásnak lefelé irányuló összetevője is van, így a szennyező részecskék és gázok érintkezésbe kerülnek a talaj igen nagy aktív felületű kolloidjaival, ahol adszorbeálódhatnak (Horváth, 1986; Kerényi, 1995).

A kénvegyületek esetében a kén-dioxid (vagyis a gázmolekulák) ülepedési sebessége nagyobb (8 mm/s), mint a szulfáté (vagyis az aeroszol részecskéké - 0,15 mm/s), mely a túlnyomórészt bázikus talajfelszín nagy adszorpciós-képességének köszönhető. Emellett fontos, hogy a kén-dioxid légköri koncentrációja az emissziós forrásoktól távolodva gyorsan csökken, 57%-a regionális léptékben ülepedik ki, az előzőkből következően száraz ülepedéssel (Mészáros, 2001).

Az angliai New Yorkshire-ben, egy intenzív állattartó telep – mint nitrogén-emissziós forrás – közelében az uralkodó szélirány alatti oldalon szignifikáns pH-csökkenést (1-1,5 pH-érték), valamint NH_4^+ -növekedést mutattak ki (5 mg/100g), mely az ülepedő nitrogénvegyületek jelentős savanyító hatására hívja fel a figyelmet (NEG-TAP 2001).

A nedves és száraz ülepedés mennyisége körülbelül 0,3-1; illetve 0,3-2,4 kg H_3O^+ /ha/év (Ellis - Mellor, 1995); hazánkban a két ülepedés mértéke közel azonos, illetve kissé a száraz ülepedés felé tolódik el az egyensúly (Führer – Horváth, 1992; Mészáros, 1986) – 1,46 kmol/ha/év száraz és 1,28 kmol/ha/év nedves ülepedés (Pais – Horváth, 1990). Általában a savas légköri források közelében a száraz, a forrásoktól távol inkább a nedves ülepedés a meghatározó (Mészáros, 1986). Hazánkban a légköri savas ülepedés egyes lokális góccoktól eltekintve általában nem okoz jelentősebb talajsavanyodást és ezen keresztül jelentős környezeti károkat. A terhelés Skandináviában és Észak-Amerika északnyugati részén 1-2 kmol/ha/év, Nyugat- és Közép-Európában 2-8 kmol/ha/év (van Grinsven et al. 1986), hazánkban kb. 2 kmol/ha/év (Várallyay, 1994).

Érdekes tény, hogy a száraz ülepedés mértéke az erdőkben a nagy levélfelület (5-8 ha/ha – *Jakucs*, 1990) miatt többszöröse lehet a szántóföldekhez képest. Az erdők lomkoronája fölött ugyanis a nagyobb érdesség miatt lelassul a légmozgás és fokozódik a száraz kihullás. Átlagosan a szántóföldeken 0,58-0,67 kmol/ha/év, a bükkösben 2,13 kmol/ha/év, a tölgyesben 4,25 kmol/ha/év és lucfenyvesben 4,93 kmol/ha/év a száraz savas ülepedés mennyisége (*Führer*, 1992). Hasonló következtetésre jutottak a rothamstedi tartamkísérletek során is: a lombhullató erdő alatt a talaj 100 év alatt 3 pH-egységet csökkent, míg a fűvegetáció esetében 140 év alatt csak 1-et (igaz a kezdeti pH eleve savanyúbb volt) (*Poulton – Johnston*, 1994).

A döntő anion hazánkban az EMEP-mérések kezdete óta kiemelkedően a szulfát (*Führer*, 1992).

Légköri ülepedéssel nemcsak savanyító hatású anyagok kerülnek a földfelszínre, hanem nehézfémek is. Ólom, nikkel, cink, kadmium és mangán a leggyakrabban kiülepedő fémek, melyek egy része kis mennyiségben esszenciális nyomelem (Mn, Zn), de nagy mennyiségben káros, másik része közvetlenül toxikus hatású (Cd, Pb) (*Fernandez*, 1989). *Mészáros és munkatársai* (1993) úgy találták, hogy Magyarországon a legnagyobb mennyiségben (>5 mg/m²/év) vas, ólom, és cink ülepedik ki. Ezek az anyagok savanyú talajra hullva nem kötődnek meg, hanem a növényeken keresztül a táplálékláncba, vagy a talajon átmosódva a felszín alatti vizekbe kerülhetnek be. Az ólom az utóbbi években lényegesen csökkent az ólmozatlan benzín használata következtében.

Meg kell jegyeznünk azt is, hogy a savas ülepedéssel felszínre érkező kén és nitrogén, amennyiben nem toxikus vegyületeként jutnak a talajba, tápanyagként is szolgálhatnak a növényzet számára (*Kozák – Mészáros*, 1971).

Helytelen műtrágyázási gyakorlat

A mezőgazdaság intenzívvé válásával az 1980-as évekig egyre nagyobb mennyiségű kemikáliát juttattunk a környezetbe. Ezek közül számunkra a legfontosabbak a savanyító hatású műtrágyák. Nem megfelelően megtervezett műtrágyázás, hibás technológiák alkalmazása, vagy a helyes technológia fegyelmezetlen végrehajtása esetén a talaj elsavanyodhat (*Fülek*, 1995).

A műtrágyák savanyító hatása azok kémiai tulajdonságaira vezethetők vissza. A műtrágyák egy része *hidrolizál*, sav képződik és vizes oldatuk savanyú lesz (pl. $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_4\text{OH} + \text{H}_2\text{SO}_4$). Más esetben a vizes oldat semleges, de a növények felveszik a műtrágya kationjait és helyettük H⁺-ionok kerülnek az oldatba (*fiziológiás savanyúság*). Ezen kívül savanyúságot okoz minden olyan műtrágya, mely a kolloidokon adszorbeált H⁺-ionokat kationjaival lecseréli és így oldatba juttatja (*kicserélődési savanyúság*; *Filep Gy.* 1999b; *Stefanovits et al.* 1999).

Kadlicskó (1995) a talajsavasodás számszerű értékeinek többszörös regressziójával 63,8%-ban a műtrágyákat teszi felelőssé a folyamatban, ezen belül is 56,5%-ban a nitrogén-műtrágyákat. Megfigyelései szerint a meszezéssel együtt

kijuttatott *nitrogénműtrágya* adagok a termés szignifikáns növekedésével jártak együtt több növénykultúra esetében. Hasonló eredményre jutott *Blaskó* (2002) *Blaskó – Zsigrai* (1994) és *Zsigrai* (1995) is, azzal a kiegészítéssel, hogy a nitrogén-, a foszfor- és a káliumműtrágyáknak egyaránt szerepe volt a hidrolitos aciditás növelésében, ahol szintén kiemelt szerep jutott a nitrogén műtrágyáknak.

Krisztián et al. (1995) 30 éves tartamkísérletéből is a műtrágyázás talajsavanyodást erősítő szerepe derül ki: a pH 0,67-el csökkent, a hidrolitikus aciditás pedig 7-tel nőtt a légköri ülepedés és a növényi bomlás hatására, melyhez további 0,15 pH-csökkenés és kb. 2 egységnyi y_1 növekedés járult a 120 kg/ha N- és 90 kg/ha P-műtrágyával kezelt talajok esetében. *Kadlicskó* (1995) 24 éves tartamkísérlete is hasonló eredményt hozott: a kontroll parcellán 0,37-0,55-tel csökkent a pH, a műtrágyázottakon (rendszeres 120kg N/ha kezelés) pedig ehhez további 0,2-0,3 járult. Az OMTK (Országos Műtrágyázási Tartamkísérlet) hálózat 20 éves tartamkísérletében a nagyadagú NPK műtrágyakezelés 0,3-0,4-del csökkentette a pH-t, és 1,2-3,5-del növelte a hidrolitos aciditást (*Debreczeni – Czech*, 1991). Hasonló tendenciákról olvashatunk *Debreczeni* (1983) és *Tatár – Tatárné* (1983) munkáiban is. Az előbbi 10 év alatt 0,5-1,1 pH_{KCl}-csökkenést mutatott ki 15-40%-os magnézium-csökkenés mellett, az utóbbi kísérletében kovárványos homoktalajon 25 év alatt minden parcella pH-ja csökkent: a műtrágyázott parcellák kémhatása 0,6-1 pH-értékkel többet csökkent, még kis adagok alkalmazásánál is, mint a zöld- és istállótrágyával kezeltéken. Hasonló tendenciát tapasztaltak kovárványos barna erdőtalajon: a nyírlugosi tartamkísérletben a műtrágyázás hatására 40 cm mélységig savanyodott el 30 év alatt (*Kádár – Szemes*, 1994).

A nitrátot tartalmazó műtrágyák esetében figyelembe kell vennünk, hogy a NO_3^- -ion anion, így mivel a kolloidok felületén kevés a pozitív töltésű kötőhely, ezért túlnyomó részben mozgékony marad, legtöbbször a talajoldatban található meg és más jellegű környezetvédelmi problémákat okoz (tápanyagvesztés, kimosódás, nitrátszennyezés, stb.), mint az ammóniumot tartalmazó műtrágyák.

Az NH_4^+ -ion kicserélhető kationként megkötődik, valamint időszakosan a duzzadó rétegrácsú agyagásványok rácssíkjai közé is beépülhet a K^+ -ionhoz hasonlóan (*Pusztai*, 1978; *Tóth*, 2001). Az ammónia és ammónium-tartalmú műtrágyák alkalmazása esetén a következő reakció megy végbe a talajban:



A folyamat során keletkező H^+ -ionok a talajoldat kémhatását csökkentik, amit a gyenge pufferkapacitású talajok nem tudnak kivédeni. Az $\text{NH}_4(\text{OH})_2$ és $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ jobban, az NH_4NO_3 kevésbé savanyítja a talajt, utóbbi esetében a nitrogénnek csak a fele tud tovább oxidálódni (*Bohn, L.H. et al.* 1985).

Murányi – Németh (1990) kistenyészedényes kísérletében az erősen savanyító $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ műtrágya hatását csökkentették a mikroorganizmusok, illetve egyes növények (repce, kukorica, őszi búza) esetében a pH-csökkenés minimális volt. A szerzők eredményeik alapján a biotikus tényezők savanyodás-mérséklő szerepét hangsúlyozzák. A rothamstedti Park Grass szabadföldi kísérletben ugyanazon műtrágya esetében 140 év alatt a 0-23 cm-es rétegben a pH 1, a 23-46 cm-es

rétegben pedig 2,5 egységgel csökkent 144 kg N/ha/év mennyiségnek megfelelő $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ kezelés hatására (Győri Z. *et al.* 1994; Poulton – Johnston, 1994).

Az OMTK eredményei szerint még pétisós kezelés mellett is számottevő a nitrogén-műtrágyák savanyító hatása, melynek pedig 7% CaO-tartalma van (Blaskó *et al.* 1998b).

Olson (1987) általánosan 1,8 kg-ra teszi az 1 kg nitrogén-műtrágya által okozott savanyúság közömbösítéséhez szükséges mészhányó mennyiségét, az ammónium-szulfát esetében viszont ennek a mennyiségnek a háromszorosát javasolja. Filep Gy. 1999b elméleti számításai szerint 1 kg NH_4NO_3 közömbösítéséhez 1 kg CaCO_3 , 1 kg karbamidhoz vagy ammónium-szulfáthoz pedig 1,2 kg CaCO_3 szükséges. E jelentős különbség a gyakorlati tapasztalat és az elméleti számítás eltérő eredményeiből adódhat, amit ráadásul a talajtulajdonságok is befolyásolnak. Egy eleve savanyú talajon végrehajtott műtrágyázás esetén más értékeket kaphatunk, mint ha a műtrágya által képviselt savanyúságot önmagában vesszük a savközömbösítés alapjául.

A másik fontos savanyodást okozó műtrágya-fajta a gyakran savmaradékokat tartalmazó *szuperfoszfát*. A foszfátműtrágya-granulátumok oldódásakor H_3PO_4 szabadul fel, közvetlen közelében akár 1,5-re is csökkenhet a pH, melyet a talaj viszonylag gyorsan semlegesít, savas reakciótermékei azonban visszamaradhatnak (Bohn, L. H. *et al.* 1985; Tisdale – Nelson, 1966). A foszforműtrágyázás savanyító hatása mellett – ha a megfelelő formát választjuk – a gipsz révén kalcium-forrás is lehet, a kisebb energiával kötött Ca mennyiségét növelve a talajban (Blaskó *et al.* 1998; Blaskó, 2002).

Murányi – Rédllyné (1986) az egyes savanyodást okozó tényezők hatását a következőképpen becsülik (2. táblázat), melyekkel csaknem megegyező eredményeket közölt Várallyay *et al.* (1993) is.

2. táblázat. A talajok savanyodására ható tényezők becsült hatása 1983-as átlag műtrágyadózisra vonatkoztatva hazánkban (Forrás: Murányi – Rédllyné, 1986)

Hatótényező		savterhelés becsült átlaga kmol HCl/ha/év
<i>NH₄NO₃-műtrágyák</i>	118 kg N/ha*	5,0
<i>Karbamid-műtrágyák</i>	118 kg N/ha*	5,7
<i>Ammónium-szulfát</i>	118 kg N/ha*	13,7
<i>Szuperfoszfát-műtrágyák</i>	78 kg P ₂ O ₅ /ha*	0,5
<i>Maximális savas ülepedés</i>		2

* átlagos műtrágya-hatóanyag 1983-ban, Mezőgazdasági statisztikai zsebkönyv, 1985

A rendszeresen és nagy mennyiségben kijuttatott műtrágyák nehézfém-felhalmozódást is okozhatnak a talajban, mivel az egyes műtrágyáknak jelentős

lehet az ilyen jellegű szennyezettsége. Ugyanez a megállapítás vonatkozik a növényvédő szerekre is (Kádár, 1993)

A műtrágyázásból származó savterhelés átlagosan 5-6 kmol/ha évente, mely megelőzhető lenne ésszerűen kivitelezett műtrágyázással, és/vagy mésztrágyázással (Várallyay, 1994).

Mindezek mellett arról sem szabad megfeledkeznünk, hogy a mezőgazdasági termeléssel járó *szervesanyag-kivétel* is jelentős mennyiségű kalciumot von ki a talajokból. A növények számos vegyületet építenek be növekedésük során, amelyek az elszállítás után nem, illetve nem ugyanott kerülnek vissza a természetes körforgásba (Győri Z. et al. 1996; Horváth, 1986). A kalcium és más kationok eltávolítása, ily módon 0,1-1 kmol/ha terhelésnek felel meg évente (van Grinsven et al. 1986). A mezőgazdasági termelés emellett a talaj tömörítésével is okozhat talajsavanyodást, a megváltozó bomlási körülmények hatására (Stefanovits, 1983).

Savanyító hatású hulladékok, melléktermékek

Az országban a deponálás 2700 hulladéklerakóban történik, melyek 70%-a nem felel meg a környezetvédelmi előírásoknak, és csupán 10%-uk rendelkezik megfelelő védelmet nyújtó műszaki háttérrel (Kereszty, 1998). Hasonló eredményre jutott Fazekas – Pinczés (2001) hajdú-bihar megyei vizsgálatában, ahol a lerakók 7,8%-ának volt szigetelt aljzata. Az igen változatos összetételű háztartási szemétkébe belekerülnek a környezetre káros anyagok is (gyógyszerek, olaj, szerves oldószerek, szárazelemek, stb.) kb. évi 14000-16000 tonna mennyiségben (Kereszty, 1998), ezért a lerakók kijelölésénél ezt figyelembe kellene venni. A gyakorlat azonban azt mutatja, hogy a lerakók legnagyobb hányadát úgy alakítják ki, hogy egyáltalán nem ismerik a terület földrajzi és geológiai adottságait, és nem akadályozzák meg a lerakókból kikerülő csurgalékvizek és a talajvíz kapcsolatát; gyakoriak a vadlerakók. Az így környezetbe kerülő szennyeződések akár a rétegvízbazist is elszennyezhetik.

A *csurgalékvizek* a felszín alatti környezetterhelés legfőbb forrásai. Összetételük a hulladék összetételének, a vízzoldható vegyületek arányának és a lerakott hulladék korának függvénye (Bohn P. 1982). A savanyító hulladékok nehézfém-tartalma savanyú közegben vízzoldható állapotban marad, vagy abba kerül, nem kötődik meg a kolloidok felületén, és az ivóvízbázist veszélyezteti.

Kelet-Németországban a *felhagyott külszíni bányák* és a bennük lerakott hulladékok okoznak problémát. A felhagyás után megszűnt a talajvízszint mesterséges süllyesztése is, ami emelkedni kezdett, és az üledékekben lévő markazit és pirit oxidációja révén keletkező savak közvetlenül a vízbe jutnak (e bányagödörökben összegyűlő víz pH-ja Lipcsétől délre a 2,5-et is elérte). A savas víz a kőzetekből és a gödörökben elhelyezett ipari és háztartási szemétkből nehézfémeket old ki, a környék élővilágát veszélyeztetve. Az üledékek 1-15% CaCO₃-tartalma egy ideig képes a savanyú hatásokat csökkenteni, ez azonban azzal jár, hogy a kémiai korró-

zió miatt a kőzetek hézagterfogata megnő, a terület megsüllyed és a közeli meddőhányókon fokozódik az erózió és a csuszamlás veszélye (Schreck, 1998).

1.2.4. A savanyodás következményei

Ebben a fejezetben röviden áttekintjük a savanyodás környezeti elemekre gyakorolt hatásait. Az áttételes hatások miatt nemcsak a talajok, hanem a többi környezeti elem esetében is ismertetjük a savasodás következményeit.

1.2.4.1. A savanyodás hatásai a felszíni vizekre, az épített környezetre és az egészségre

A tavak elsavanyodására már az 1900-as évekből vannak feljegyzések Norvégiából. Nagyobb mértékű savanyodás azonban csak az 1950-70-es években megnövekvő kén-dioxid-kibocsátás hatására következett be (Kerényi, 2003). Skandinávia országaiban 30000 tavat és kb. 200000 km hosszúságú folyóvizet érintett a folyamat (Dickson, 1986), nagyrészt a német és a brit ipari kibocsátásnak köszönhetően. Svédországban 20000 tó savanyodott el, minden ötödikből kipusztultak a halak, Kanadában 50000 tó sérülékeny élővilágát érinti a folyamat (McCormick, 1989). Napjainkban az ipari kibocsátások csökkenésével és a rehabilitációs tevékenységnek (pl. meszezés) köszönhetően sokat javult a helyzet. A savas ülepedés gondot okoz az alpi tavak esetében is. Itt az Olaszországból származó kén- és nitrogénvegyületek savanyítják el a tavakat, délről észak felé csökkenő mértékben (Boggero et al. 1998). Minél magasabb a savas terhelés és a talajsavanyodás mértéke, annál nagyobb a kimosódó Al^{3+} mennyisége, melynek különösen a szervetlen vegyületei toxikus hatásúak a halakra és a fitoplanktonra nézve (Dickson, 1986). A vizek foszfortartalma ezzel párhuzamosan lecsökken, mert az alumínium az ortofoszfát-ionokkal oldhatatlan vegyületet alkot (alumínium-foszfát) és leülepszik a meder aljára (Horváth, 1986).

Hazánk tavait a savanyodás a viszonylag magas CO_3^{2-} - és HCO^- - tartalom miatt kevésbé veszélyezteti, mint más országok vizeit (Jakucs, 1986; Somlyódi – Zotter, 1986).

A patakok vízminőségében akkor jelent problémát a savas ülepedésből származó terhelés, ha a vízgyűjtőn kedvezőtlen kémiai változások mennek végbe és a talaj pufferkapacitása lecsökken (Führer, 1992; Lorz, 1999a; 1999b).

A nagyvárosok lakossága a savas légköri szennyezések hatására szív- és légzőszervi betegségektől szenved (Kerényi, 1994a, McCormick, 1984). A megbetegedések nem tulajdoníthatók kizárólagosan a savas hatású szennyező anyagoknak, de bizonyíthatóan jelentős a szerepük. A gázokon kívül veszélyesek a kis átmérőjű, savas jellegű aeroszolok is, melyek a tüdő legtávolabbi részeibe is képesek eljutni (Environmental Factsheet No. 9. 2001; Horváth, 1986). A kén-dioxid nagy koncentrációja alakulhat ki a levegő inverziós rétegződésekor, mely az 1950-es

években Londonban ezrek halálát okozta (londoni-típusú szmog) (Kerényi, 1994b; 1995).

A savanyodás az *épületeket, műemlékeket, vasszerkezeteket*, stb. sem kíméli (McCormick, 1989). Az épületek fala évi 0,1 mm-t, extrém esetekben 2 mm-t is kophat (Thyll, 1996), emellett fekete kéreg képződhet rajtuk (ami különösen a műemlékeken, szobrokon lehet zavaró). A kőzetek kalcium-karbonát-tartalma a kén hatására gipsszé ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) alakul, mely a vízzel a repedésekbe szivároghatva kristályosodási nyomást fejt ki, vagyis repesztő hatású (Rózsa, 2003). A fémek szennyezett területeken akár 100 $\mu\text{m}/\text{év}$ sebességgel is korrodálódhatnak, egyrészt a savas esők, másrészt a kén- és nitrogén-oxid gázok magas légköri koncentrációja miatt, melyek már alacsony relatív páratartalom mellett is kifejtik káros hatásukat hidak fém szerkezetén, tartályokon, távvezetéseken, gépeken. (Baer, 1986; Camuffo, 1986; Horváth, 1986). A következmények sokszínűségének bemutatására, említjük meg, hogy Hollandiában például a szabadban lévő (vas) harangok fémfala vékonyodik el, a rezgési tulajdonságok megváltozását, így a harangok zenei lehangolódását okozva (DeLorenzo, 1993). Az Egyesült Államokban 1975-ben 82 milliárd dollárra becsülték a fémek korróziójából eredő károkat (Baer, 1986). Hazánkban Pais – Horváth 1990-ben 100-120 millió dollárra teszik a műemlékeken és épületeken keletkező károkat, amihez még hozzájárulnak a gépeken jelentkező korróziós hatások és a prevenció, így a végösszeg a milliárdos nagyságrendet is megközelítheti.

1.2.4.2. A talajok savanyodásának következményei

A megnövekedett H^+ -ion koncentráció kihat a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaira.

Erősen savanyú kémhatás mellett nem következik be a *humuszanyagok koagulációja*, a szabad humuszsavak és az agyagásványok nem alkotnak komplexeket, így nem alakulnak ki mezőgazdaságilag kedvező morzsás aggregátumok. Az ilyen talajok levegő- és vízgazdálkodási tulajdonságai igen kedvezőtlenek lesznek (Filep Gy. 1999b). A savanyodás hatására a talaj szerves anyagai, a szabad humuszsavak kilúgozódnak és mélyebb genetikai szintben halmozódnak fel, vagyis a feltalaj szerves anyagban is elszegényedik (Ellis – Mellor, 1995). Emellett szintén kimosódik a legtöbb kationos tápanyag is (Ca, Mg, K, Zn), fokozva a tápanyaghiányt (Fernandez, 1989; Hüttl – Frielinghaus, 1994; Izrael – Semenov, 1986).

A savanyú talajoldatok reakcióba lépnek a talajkolloidokkal, melyek az alacsony pH-n csapadékot képeznek és eltömik a pórusokat, így lecsökken a szivárgási tényező, romlik a talaj vízvezető képessége. További savhatásra a keletkező csapadék újra feloldódik, és szabaddá válik a szivárgás útja (Szabó I. – Márk, 1993). A csapadékképződés mellett intenzív agyagásványszétesés is végbemegy, mely szintén a vízáteresztő-képességet rontja.

5,5 pH alatt megnő a gyökerekre mérgező hatású Al^{3+} - és Mn^{2+} -ionok mennyisége a talajoldatban. Az alumínium-ionok nagy koncentrációja korlátozza a foszfor, a magnézium és a vas felvételét (Barton et al. 2001; van Breemen –

Mulder, 1986; Ellis – Mellor, 1995; Filep Gy. – Csillag, 1993; Fitzpatrick, 1986; Pais – Horváth, 1990; Stefanovits, 1977; Stefanovits et al. 1998). Mind az alumínium, mind a mangán koncentrációja elérheti a fitotoxikus értéket, mely közvetlenül károsítja a növényzetet. A hatás leginkább a gyökérzetet érinti, melynek hossza és sűrűsége kisebb lesz, károsítja a tápanyag- és vízfelvételben kulcsfontosságú finom gyökérszőrköket (Taylor, 1989; Thyll, 1996). A gyökérszőrkök hiányában a gyökérzet nem tudja biztosítani a növekedéshez szükséges víz- és tápanyagfelvételt és a növény elpusztul (Molski – Dmuchowski, 1986). A kukorica esetében például megállapítható, hogy a termés mennyisége nagyobb mértékben függ az Al-telítettségtől, mint a pH-tól: 20%-os Al-telítettség 20%-os, 30%-os Al-telítettség 50%-os termés kiesést eredményez (Győri D. et al. 1985).

A kémhatás az egyik legjelentősebb *nehézfém tartalmat befolyásoló tényező* (Ellis - Mellor, 1995). Erre a témára a továbbiakban (1.2.5. fejezet) bővebben is kitérünk, mivel a savanyodás hatásainak vizsgálatához végzett kísérletek során is részletesen foglalkoztunk vele.

A talajok savanyodása hatással van a *talajvizek minőségére* is. Hollandiában az erdők alatti talajvíz légköri ülepedésből származó nitrát-mennyisége az 1980-as években egyes területeken olyan magas volt, mint az intenzíven hasznosított, rendszeresen műtrágyázott mezőgazdasági területeken, akár a 200 mg/l értéket is elérve (van Breemen, 1986). Hrkal (2001) egy magas SO₄-kihullású területen a 800 m feletti, széllel szembeni (csapadékosabb), erdővel fedett lejtőket ítélte a talajvíz minőségét leginkább meghatározó tényezőnek. A magasság növekedésével nő a csapadék mennyisége, ezzel együtt a nedves kihullás, végül pedig a kilúgzás mértéke is. Az erdők nagy levélfelületükkel megfogják a száraz savas ülepedő anyagokat, így a talaj további savanyodását okozzák. Az általa vizsgált gránitos alapkőzetű vízgyűjtőn (Lysina térségében) 4,22-re csökkent a talajvíz pH-ja. A savanyodás miatt mobilizálódó alumínium és mangán a vízáradó rétegekbe, vagy felszíni tározókba mosódva az ivóvízbázist is veszélyeztetheti (Krüger et al. 1996).

A *mikroorganizmusok* érzékenyek a talaj kémhatására, a pH-csökkenés hatással van a faji diverzitásra, az egyedszámról, az aktivitásra és közvetetten a biogeokémiai folyamatokra. 4,5 - 5 pH-nál visszaszorul a biológiai tevékenység, a baktériumok többsége nem fejlődik, a nitrifikáció visszaszorul (Azotobacter, Rhizobium baktériumok és N-fixáló zöld és kék algák – Stefanovits et al. 1999; Stefanovits, 1977; Hagvar, 1986). Indirekt hatásként jelentkezhet a nehézfémek biológiai hozzáférhetőségének a növekedése (Francis, 1989). Gombák esetében a savanyodás a mikorhizma- gomba fonalak inaktívvá válását eredményezi (Fitzpatrick, 1986), de általában jobbak a fennmaradási esélyeik a baktériumoknál (Francis, 1989). A talajfauna változatosságát a talaj kis mértékű savanyodása növelheti is, illetve csökkentheti is, az erős savasság azonban mindig csökkenti a diverzitást (Hagvar, 1986). A mikroorganizmusok pusztulásával kapcsolatban Hagvar (1998) arra hívja fel a figyelmet, hogy bár egyes fajok jelentőségéről keveset tudunk, jobb, ha az elővigyázatosság elvét alkalmazva kellő figyelmet fordítunk a védelemre. Véleménye szerint a biodiverzitás megőrzését célzó riói egyezmény csak akkor lehet sikeres, ha a megőrzési gyakorlatba a talaj élővilága is bekerül.

A savanyodás a *mezőgazdasági növények termés*csökkenését idézi elő, illetve természeti területek biodiverzitás-csökkenését okozza (Evans, 1989).

Az ülepedő savas anyag közvetlenül is okozhat problémát a növényeknek. Ipari területek közvetlen szomszédságában a SO₂, NO_x tartalmú gázok a növények légzőnyílásain bejutnak a növényi szervezetbe, ahol szulfittá, hidrogén-szulfittá, vagy kénessavvá alakulnak. Szervetlen szabadgyök-reakciók indulnak meg, melynek következtében módosul a növényi légzés, víz- és ionösszetétel; alak- és színváltozások jelentkeznek, stb. (Jakucs, 1986). Az erdők esetében az elhalás fő oka azonban nem ez, mivel a szennyező anyagok inkább csak deponálódnak a levelek felületén. A hatások inkább a korábbiakban említett tápanyag és kation kimosódásnak, az alumínium és toxikus nehézfémek mobilizációjának, illetve a talajkémiai egyensúly megbomlásának és a mikrobiológiai aktivitás megváltozásának köszönhetők (Jakucs, 1990).

Közvetett hatás, hogy a pH-ra nézve *sztеноök növények* nem viselik el a talaj savanyodását. Ezek a növények csak meghatározott pH-tartományban képesek növekedni, fennmaradni, megfelelő mennyiségű termést hozni (Filep Gy. 1999a; Fitzpatrick, 1986; Marsh, 1987). A világ és az európai erdők nagy része, leginkább a savanyú kémhatású talajokon lévő fenyőerdők szenvednek a savas ülepedés miatti károktól. Hazánkban a legnagyobb kár az őshonos tölgyeseket érte, részben a mikorhizza és a növényi hajszálgökök közti szimbiózis megszűnésének következményeként (Jakucs, 1986; Solymos, 1986).

Általánosan azt mondhatjuk, hogy a csírázó és az érett növény ellenállóbb, mint a növekedésben lévő, illetve azt, hogy az évelő és örökzöld fajok ellenállóbbak az egyári és lombhullató fajoknál (Bedrna, 1994).

A savanyú talajokon termelt takarmánnyal etetett állatok esetében méshíánybetegség léphet fel, melyet meszes takarmánykiegészítő alkalmazásával lehet megszüntetni (Stefanovits, 1981).

1.2.5. A pH-viszonyok hatása a talajok nehézfém-tartalmára

A nehézfémek ártalmassága a biológiai hozzáférhetőségüktől, valamint mobilizálhatóságuktól függ, melynek egy igen meghatározó tényezője a talaj pH- és mészállapota. A pH-függés jelentősen eltérő lehet a különböző fémek között. A fémek mobilitása általában a pH csökkenésével nő – ha a többi faktor változatlan marad (Temminghoff *et al.* 1998), ugyanis megváltozik a talaj folyékony és szilárd fázisa között kialakult egyensúlyi állapot. Emellett az agyagtartalom, a humusz-mennyiség és -minőség is fontos szerepet tölt be a folyamatban (Karuczka – Löki, 1998).

Temminghoff *et al.* (1998) szerint a homokos szövetű talajok esetében a humuszsavak számítanak a fő fémmegkötő komponensnek a folyamat erős pH-függése mellett. E talajok esetében a szervetlen kolloidok kis mennyisége miatt csak a szerves kolloidok, a humuszanyagok jöhetnek szóba számottevő fémion megkötésére. Az agyagos talajok esetében a hangsúly a pH-függő szerves savakról a szervetlen kolloidokra és a CaCO₃-tartalomra tevődik át.

Annak a folyamatnak a ténye, hogy a körülmények változásával a fémek oldatba kerülhetnek, egy fontos környezetvédelmi problémát is felvet. A környezet általános savanyodása mellett olyan területek válhatnak veszélyeztetetté, amelyek eddig nem voltak nehézfémekkel szennyezettek. Ez a kémiai időzített bomba jelensége (Várallyay, 1994; Andó et al. 1994; Csillag et al. 1994; 2001). Ez azt jelenti, hogy az adott körülmények között kötött, az élővilág számára nem hozzáférhető formában jelenlévő nehézfémek a környezeti adottságok változása miatt mobilizálódnak és bekerülhetnek a táplálékláncba. Az élőlények a fémeket szervezetükben akkumulálják (*bioakkumuláció*) minél magasabban helyezkednek el a táplálkozási piramisban, annál nagyobb mértékben (*biomagnifikáció*). Tehát az ilyen, fémeket akkumulált élőlényeket fogyasztó állatokban nagyobb koncentráció alakul ki (Papp - Kümmel, 1992).

Több szerző is végzett kísérleteket e témával kapcsolatban (Csillag et al. 1994; Csillag et al. 1998; Karuczka – Löki, 1998; Németh et al. 1993; stb.).

A cink és a kadmium esetében már kis savas hatásra is megnő a talajoldatban a koncentráció, az ólom és króm esetében viszont nagyobb pH-csökkenésre van szükség. 0,1 mol/l HNO_3 -terhelés ugrásszerű növekedést okoz a két utóbbi fém koncentrációjában (Csillag et al. 1993; Csillag et al. 1994; Csillag et al. 1998).

Csillag et al. (2002) kísérletében növekvő koncentrációjú 0-0,001-0,1-1,5 mol/l HNO_3 hatására a legnagyobb terhelés esetében a savanyú homokon a mobilizálódó kadmium, króm és ólom mennyisége több, mint 2-szeres, a cink csaknem 3-szoros, mint az agyagbemosódásos barna erdőtalajon. A vizsgálatok alapján a króm (VI) még erős savterhelés és a szabványban (MI-08-1735-1990) előírt szennyvíziszap-mennyiség 100-szorosának hatására is csak kevéssé mobilizálódik (Csillag et al. 2001). 0,1 mol/l terhelésnél a mobilizálódó króm mennyisége az agyagbemosódásos erdőtalajon (kb. kétszeresen) nagyobb, a többi említett fém esetében a különbség csak a cink esetében szignifikáns. A deszorbeált cink koncentrációja a legnagyobb, a kadmiumé pedig a legkisebb, kb. 2 nagyságrenddel kisebb mennyiségben (Csillag et al. 1994).

A kadmium adszorpciója esetében egyértelmű pH-függés mutatható ki (Kádár, 1991; Temminghoff et al. 1998), melynek hatékonyságát fokozzák a szerves savak, mint komplexképző ligandumok, ezáltal csökkentve a felvehetőségét (Csubák, 1999). Ma – Lindsay (1995) munkájában nem szennyezett talajok esetében 0,99, szennyezett talajoknál pedig 0,98 a korrelációs együttható a pH és a $\log(\text{Cd}^{2+})$ között. A nikkel esetében szintén szoros összefüggést mutattak ki, a korrelációs együttható értéke $r=0,94$ és $r=0,80$ a nem szennyezett és a szennyezett talajok esetében.

Karuczka – Blaskó (1993) a vas, az ólom, a réz és az alumínium esetében találtak szoros összefüggést a pH-val, így véleményük szerint az oldékonyság várható értéke a pH-változából előre jelezhető. Kísérletükben egy 10 éves átlagos savas terhelésnek megfelelő dózist alkalmaztak, amely alapján megállapították, hogy az említett három nehézfém esetében nem várható a mozgékony hányad toxikus szintre emelkedése.

Veeken (1998) szennyezett talajokon talajtisztítási céllal végzett vizsgálatait hasznosak az egyes fémek mobilitásának vizsgálatában is. Citromsavas extrakciót alkalmazott 3-as pH-n, melynek a cinkre gyakorolt hatása igen gyorsan jelentkezett, de a közel 100%-os eredményhez 5 napra volt szükség. A réz és vas esetében viszont még 5 nap alatt is csak 60-70%-os volt a módszer hatékonysága.

1.2.6. A növények és az állatok fémfelvétele

A növények fémfelvétele fajonként (a növekedési sebesség, a gyökérzet mérete, a tápanyagigény és a transzspirációs koefficiens függvényében) eltérő, amit az adott fém koncentrációja és kémiai formája is befolyásol. A válaszreakciók is eltérőek a tűrőképességnek megfelelően: egyes növények adott fém meghatározott koncentrációjára elpusztulnak, míg mások esetében ez a határ magasabban van és ez alatt csak akkumulálja. A növényeknek ez utóbbi tulajdonságát fel is használják a bioindikációban, a biomonitoringban és a talajtisztításban (Martin – Coughtry, 1982). A talajtisztításban ún. hiperakkumulátor fajokat alkalmaznak, vagyis olyan növényeket, melyek egy bizonyos – az egyes fémek esetében eltérő – értéket meghaladó mennyiségben halmoznak fel fémeket (Tamás, 2002). A továbbiakban csak a savanyodással összefüggő fémstresszel és akkumulációval foglalkozunk.

A növények fémfelvételének témájában több hazai és külföldi szerző is jelentős eredményt ért el. A kísérletek egy része *szabadföldi*, más része *tenyészedényes*. Az utóbbi kísérletek eredményei kevésbé megbízhatók, mivel a szabadban a növények a gyökerei a szennyezett gócot elkerülve, vagy a szennyezett rétegen átnöve kevesebb fémot vesznek fel, mint a tenyészedényben, ahol nincs más választásuk, emellett a növények gyökérsűrűsége is nagyobb, így mindig nagyobb lesz a fémfelvétel a szabadföldi kísérletekhez képest (Kádár, 1991). Ezen kívül különbséget okoz maga a mesterséges környezet (pl. üvegház) is, mely módosítja a talajnedvességet és a mikroklimát.

Az egyik legnagyobb hazai szabadföldi kísérlet a „szabadföldi toxikus elem tartamkísérlet”, melyet három helyszínen, Nagyhorcskón (csernozjomon), Gyöngyösön (barna erdőtalajon) és Órbottyánban (meszes homokon) állítottak be (Kádár, 1998; Kádár et al. 1998; Szabó L. – Fodor, 1996; Szabó L. – Fodor, 1998). A kísérletet azért indították az 1990-es évek elején, mert a külföldi eredmények nem adaptálhatók fenntartások nélkül a hazai viszonyokra a talajok eltérő szervesanyag-mennyisége és agyagásvány-összetétele miatt, ezért a fémek mozgékonyasága és felvehetősége is más lesz.

A gyöngyösi kísérletben (1995-ben) alkalmazott őszi búza tesztnövény mind a generatív szerveiben, mind a termésben jelentős mennyiségű kadmiumot halmozott fel. A Cr^{6+} az őszi búza hajtásában érte el a legnagyobb koncentrációt, viszont a szemben még a legnagyobb (270 kg/ha) terhelés esetén sem haladta meg a 0,7 mg/kg-ot. A réz és a higany a szárban, az ólom a szárban és a hajtásban, a cink pedig a termésben halmozódott fel legnagyobb mértékben (Szabó L. – Fodor, 1996; Szabó L. – Fodor, 1998). A kísérletben alkalmazott további növényeket tekintve jelentős mennyiségű kadmium akkumulálódott a cékla- és répagyökérben; a

króm a borsónál, a búzánál és a répánál okozott jelentős termés kiesést; ezenkívül a szelén és az arzén jelentős kihatással volt minden növényre minden évben (Kádár, 1998; Kádár *et al.* 1998a).

Hangyel (1996) kistenyészedenyes kísérletében, angolperje (*Lolium perenne*) teszt növény alkalmazásával a króm, a nikkel, az ólom és a kadmium felvehetőségét vizsgálta. Fitotoxikus hatást egyedül a króm okozott, a többi fém esetében csak a teszt növény általi akkumuláció következett be, amelyek közül a kadmium esetében szignifikáns kapcsolatot talált a kémhatás és az akkumulálódott mennyiség között. A króm növényekre gyakorolt toxikus hatását Loch és munkatársai (1993) homoktalajokon, szálkáspérjén is kimutatták.

Jászberényi (1979) a meszezés Cd-felvétel-csökkentő hatását mutatta ki tenyészedenyes kísérletében, kis terhelés mellett olaszperje esetében. A nagyobb terhelések mellett a meszezés hatása már csak kisebb mérséklő hatást fejtett ki.

Különböző *Thlaspi* fajok vizsgálatánál Ozturk *et al.* (2003) arra az eredményre jutottak, hogy az egyes fajok egészen különbözően reagálnak ugyanarra a terhelésre. A szerzők megállapítják, hogy a nem-akkumuláló *T. arvense* esetében a cinkhiányos környezet a kadmium-felvétel növekedését okozza és ezzel párhuzamosan akadályozza a növény fejlődését, mivel a két fém között kompetíció zajlik a növényi abszorpciós helyekért. A hiperakkumulátor *T. caerulescens* esetében ugyanez a terhelés nem okoz problémát és a talaj cinktartalma sem befolyásolta a növény kadmiumtartalmát.

A nehézfémek felvétele nemcsak fajok között, hanem fajon belül is eltérő lehet. Liu és munkatársai (2003) a rizs különböző genotípusaiban vizsgálták a nehézfémek akkumulációját kadmium-terhelés mellett. Megállapították, hogy a gyökérben és levélzetben, a különböző fejlődési fázisokban, valamint az egyes genotípusokban felhalmozódott fémek (elsősorban a kadmium) mennyisége között szignifikáns különbség tapasztalható. A kadmium-felvétel pozitív korrelációt mutatott a vas, a cink, a réz felvételével, továbbá a biomasszával és a termés mennyiségével, ami a kis molekulású szerves savakkal (kissé polimerizálódott humuszsavakkal) van összefüggésben.

A biomagnifikáció folyamatában a táplálékláncon végighaladva az egyre nagyobb mértékben felhalmozódó fémek az állatokban már akár az egészségügyi határértéket meghaladó mennyiséget érhetnek el (Papp – Kümmel, 1992). A sertésekben a cink, a marhákban a cink és a kadmium, a szárnyasokban a réz és a higany akkumulációját mutatták ki nem megengedhető mértékben (Horváth, 1986). A jövőben az élelmiszerek kadmium-koncentrációjára kell odafigyelni, mert ártalmas az egészségre és a környezet savanyodásával jó esély van a tápláléklánca kerülésére is. A veszély még csak potenciális, de a savanyú talajokon a felvehető készletek alapján hazánk is aktuálisan veszélyeztetetté válhat (Kádár *et al.* 1998b).

1.2.7. A savanyodás csökkentésének és megszüntetésének eszközei

A környezet elsavanyodásának megállításához – mint a kiváltó okok során láthattuk – nem elegendő a probléma helyi kezelése, a savas ülepedés csökkentéséhez nemzetközi összefogásra van szükség. Ebben a fejezetben röviden áttekintjük a témában érintett egyezményt és jegyzőkönyveit, az Európai Unió és a hazai szabályozást. Ezt követően pedig ismertetjük a helyi feladatokat, a talajjavítás lehetőségeit.

A savasodást okozó anyagok kibocsátás-csökkentésének környezetpolitikai alapjait 1979-ben, Genfben fektették le, ahol 35 ország létrehozta a *Nagytávolságú Nemzetközi Légszennyezésről szóló egyezményt* (a továbbiakban Egyezmény) (Kerényi, 1995). Az Egyezmény nem határozott meg semmilyen kötelező feladatot az aláíró országok számára, a ratifikálás mégis elég lassan haladt.

A folytatás a skandináv országok kezdeményezésére következett 1985-ben, Helsinkiben az első kén-jegyzőkönyv formájában: az aláírók megállapodtak a kén-dioxid-kibocsátás 30%-os csökkentéséről 1993-ig az 1980-as szinthez képest (hatálybalépés: 1987). A nagyobb kibocsátók (USA, Lengyelország, Nagy-Britannia, Spanyolország) nem írták alá a jegyzőkönyvet, mások viszont 30%-nál is nagyobb mértékben csökkentették kibocsátásukat, így összességében az Európai Közösség kibocsátása 45%-kal csökkent (*Environmental Factsheet No. 8. 1998*).

Ezt követte az 1988-ban, Szófiában 25 ország által aláírt jegyzőkönyv (hatálybalépés: 1991) a nitrogén-oxidok csökkentéséről, amely ekkor még nem irányzott elő csökkentést, csak a kibocsátás 1987-es szinten tartását tűzte ki célul. Míg az aláírók közül hat ország (Belgium, Franciaország, Görögország, Írország, Olaszország és Spanyolország) nem teljesítette az elvárásokat, 12 ország 30%-os csökkentést írt elő magának és 1994-re 14%-kal csökkent az európai NO_x-emisszió (*Environmental Factsheet No. 8. 1998*).

1994-ben Oslóban 28 ország írta alá a 2. jegyzőkönyvet a kén-dioxid-kibocsátás csökkentéséről (hatálybalépés: 1998). A jegyzőkönyv 60%-os csökkentést írt elő az aláíróknak (Peirce, 1998), és az egyes országok 22-80%-os csökkentést vállaltak. Ha minden aláíró ország betartja vállalásait, 2000-re 50%-os, 2010-re 58%-os csökkenést prognosztizáltak az 1980-as állapothoz képest (*Environmental Factsheet No. 8. 1998*). Ez a jegyzőkönyv lett az első eredménye a „kritikus terhelést” kutató, az Egyezmény keretében működő csoport (Critical Load Advisory Group) munkájának. A kritikus terhelés az a megengedhető legnagyobb terhelés, ami még nem okoz hosszú távú káros hatásokat az érzékeny ökoszisztémákban (*Environmental Factsheet No. 6. 1998*). Ennek vizsgálatára és az érintett területek feltérképezésére hozták létre Európában az ún. RAINS (Regional Air Pollution INformation and Simulation), az USA-ban a NAPAP (National Acid Precipitation Assessment Program) számítógépes modellt (Peirce, 1998).

1999-ben Göteborgban további kén- és nitrogén-oxid, ammónia (és könnyenillók) csökkentéséről történt megállapodás. 2010-ig legalább 63%-os kén-dioxid, 41%-os nitrogén-oxid és 17%-os ammónia csökkentéséről történt megállapodás (*The 1999 Gothenburg Protocol*). E jegyzőkönyv újdonsága abban van, hogy

a korábbiakkal ellentétben a fent említett szennyező anyagok együttes hatását vették figyelembe a kibocsátási korlátok megállapításánál (Kerényi, 2003).

Az Európai Unióban az emisszió és a levegőminőség szabályozására vonatkozó különböző direktívák céljait egyesítették a CAFE (Clean Air For Europe) programban, mely a 6. környezetvédelmi akcióprogram részét képezi. A program a savanyodás elleni küzdelem mellett az eutrofizációval, a talajközeli ózonnal és számos eddig szabályozatlan szennyező anyaggal is foglalkozik (*Environmental Factsheet No. 10*, 2002). A szabályozás kiterjed a savanyító hatású gázokra (2001/81/EC), külön a nagy teljesítményű hőerőművekre (2001/80/EC) és a kén-tartalmú üzemanyagokra (99/32/EC; 98/70/EC; 97/68/EC, Fazekas, 2001).

Hazánk csatlakozott mind az Egyezményhez (1984/8. VI. 8.), mind a jegyzőkönyvekhez és teljesítette a bennük foglaltakat. A második kén-jegyzőkönyv aláírásával 60%-os kén-dioxid csökkentést vállalt 2010-ig az 1980-as szinthez képest (*Environmental Factsheet No. 8*, 1998). Az Unió szabályozáshoz hasonlóan hazánkban is szigorították a tüzelő és fűtőanyagok kén-tartalmára vonatkozó előírásokat (22/1998 [VI. 26.]; 17/2003 [IV. 4.]).

A savanyú talajok javításának szükségességére korán, már 1928-tól gondot fordítottak államilag szervezett keretek között. A meszezés állami támogatása eltérő mértékű volt az idők folyamán, mely ingyenes, vagy részben támogatott talajvizsgálatokat, javítóanyagot, kiszállítást, illetve szétterítést foglalt magában (Kádár, 1998), különösen a II. világháború utáni támogatási rendszer hatott ösztönzőleg. Az 1950-es, 1960-as évek kollektivizálási programjai után a meszezési támogatási rendszer nem tudta beváltani a hozzá fűzött reményeket, mert nem támogatta a megelőző meszezést, csak a melioratív célú meszezést. Ennek következtében csak akkor került sor talajjavításra, amikor egy adott terület kellően elsavanyodott egy nagyadagú meszezéshez (Várallyay, 1994, 2001).

Ma (2003-ban) 2800 forintba (+ ÁFA) kerül egy tonna talajjavító mészkőliszt (OMYA Hungária Kft), és a szakirodalom azokon a területeken javasol javítást, ahol a hidrolitos aciditás 8 feletti (Filep Gy. 1999b). Ha kiszámoljuk, hogy ez mennyi talajjavító anyagot jelent a talaj felső 20 centiméterére vonatkoztatva, 7,44 tonnát kapunk hektáronként, pénzben kifejezve 20832 Ft (bruttó 26040 Ft). Ez az érték a lehető legkevesebb, mert a hidrolitos aciditás értéke általában jóval több 8-nál (akár 20 feletti értékeket is elérhet), vagyis ettől jóval több pénzre lenne szükség egyetlen hektáron. A melioráció elhanyagolása a talajtulajdonságok és a terméshozamok csökkenését vonja maga után (Stefanovits et al. 1999).

A savanyú talajok javításához szükséges mészsavanyúság kiszámítása a potenciális savanyúság és a mechanikai összetétel, vagy a talaj adszorbeált H^+ -ion-tartalmának a meghatározása segítségével történik. A témát Filep Gy. munkái alapján (Filep Gy. 1999a; Filep Gy. – Csubák, 1990) az alábbiak szerint ismertetjük.

A számítás során a potenciális savanyúsági formák közül a hidrolitos aciditást (y_1) szokták figyelembe venni. A hidrolitos aciditást a kolloidokon adszorbeált Al^{3+} és H_3O^+ ionok és rácsszéli -Al-OH, fenolos-OH, karboxil (-COOH), stb. csoportok protonjai okozzák, melyek felszabadításához 8,2 pH-jú Ca-acetát

oldatra van szükség. A hidrolitos aciditást az egyensúlyi szűrlet lúgfogyasztásából (0,1n NaOH) számítjuk 50 g talajra vonatkoztatva.

Az így meghatározott értékekből a következő képlettel tudjuk meghatározni a javítóanyag mennyiségét:

$$CaCO_3 \text{ t/ha} = y_1(K_A/100)1,74$$

A talaj adszorbeált H^+ -ion-tartalmán alapuló számítás meghatározott mennyiségű (100g, vagy 1000g) talaj könnyen mobilizálható H^+ -ion tartalmát veszi figyelembe a következőképpen: 1 mgeé H^+ közömbösítéséhez 1 mgeé $CaCO_3$ -ra van szükség.

A mobilis H^+ -tartalom legegyszerűbben a hidrolitos aciditásból számítható ki az érték mgeé/100g-ra alakításával:

$$H^+ \text{ mgeé/100g} = 0,62y_1.$$

Ezután már könnyen ki tudjuk számítani az adott területre szükséges javítóanyag mennyiségét:

$$CaCO_3 \text{ t/ha} = H^+ME\rho/10$$

H^+ : a talaj mobilis protontartalma (mgeé/100g); M: a javítandó réteg vastagsága (m); E: a javítóanyag egyenértéktömege ($CaCO_3$ esetén: 50); ρ : a talaj térfogattömege (általában 1,5 t/m³-nek veszik).

Ezzel a módszerrel a talaj pH-ja 6,8-re állítható be.

A szóba jöhető természetes javítóanyagok a mészkőpor, a dolomitpor; az ipari melléktermékek közül pedig a cukorgyári mésziszap, az égetett mész, az acetilénygyári mésziszap, a szilikamész és a martinsalak. Főként szikesek esetében gipszet és digó földet is alkalmaznak a Ca-utánpótláshoz (Darab – Rédlyné, 1981; Stefanovits et. al. 1999). A dolomitpor a mészhez képest lassabban oldódik, hatása lassú. A melléktermékek közül pedig a cukorgyári mésziszap a legeredményesebben használható, mivel jelentős mennyiségű foszfort, nitrogént, magnéziumot és szerves anyagot is tartalmaz a kalcium mellett (Darab – Rédlyné, 1981; Szántosi, 1981).

Hazánkban a 2000-2002 közötti időszakban a három legfontosabb javítóanyag a mészkő- és a dolomitörlemény, valamint a cukorgyári mésziszap volt, mely mellett kis mennyiségben használtak lápi meszet (AKII).

Meszezés bármikor végezhető, azonban érdemes figyelembe venni a terület csapadékviszonyait és a talajnedvességet, kerülni kell a nedves talajon való munkavégzést a gépek tömörítő hatása miatt. Minél finomabb szemcséjű a javítóanyag, annál gyorsabban hasznosul a talajban, és jut el a hatása a mélyebb szintekbe is (Redmon et al. 2001).

A meszezés hatására javulnak a talaj fizikai (szerkezet, levegő- és vízgazdálkodás), kémiai (tápanyag-gazdálkodás) és biológiai (élénkebb talajélet, újrainduló mikrobiológiai tevékenység) tulajdonságai. A hatás 6-12 évig tart, melynek

hossza megnövelhető, ha pár évente kisebb adagú fenntartó meszezt alkalmaznak (Stefanovits *et al.* 1999).

A meszezés további pozitív hatása, hogy csökkenti több felvehető toxikus ionok mennyiségét (pl. tellur, a kadmium, a lítium és a kobalt esetében). Csökkenti a trágyaigényt, növeli a beszivárgott és tározott víz mennyiségét, csökkenti a felszíni cserepesedést és a toxikus nehézfémek táplálékláncba jutásának kockázatát (Blaskó, 2002; Filep Gy – Blaskó, 1997).

A meszezés pozitív hatásairól számos tanulmány olvasható, melyek megemlítik a negatív hatásokat is (Buzás *et al.* 1979; Blaskó *et al.* 1998b; Blaskó, 2002, stb.), emellett azonban találhatunk olyat is, amelyik szinte csak a negatív következményeket és az eredménytelenséget hangsúlyozza (Bocz, 1989). Néhány fontosabb megjegyzést az alábbiakban ismertetünk.

A meszezés csökkenti a növények számára felvehető kálium és cink mennyiségét (Blaskó, 2002). Túlmeszezés hatására pedig a növények számára nehezen hozzáférhető kalcium-foszfátok képződnek. Bizonyos esetekben a táp- és mikroelem-hiánynak nemcsak a mész az oka, hanem a túl nagy mélységű talajművelés is: a mélyszántás következtében ugyanaz a foszfortartalom mélyebb profilban oszlik el, a mészfelesleg miatt lekötődik és a foszforhiány miatti P-trágyázás végül cinkhiányt eredményez (Blaskó, 1983). Közepesnél rosszabb kálium-ellátottságú talajokon a Ca-K antagonizmus a növények által felvehető kálium csökkenését eredményezheti (Blaskó, 1981).

Bocz (1989) kísérlettel bizonyította, hogy a meszezés nem növelte a terméseredményeket, sőt egyes esetekben a mikroelemek visszatartásával csökkentette a mennyiséget és a minőséget is. Meszezés helyett mészkarbonátos istállótrágya alkalmazását javasolta, melynek csaknem 20%-os termésnövelő hatását mutatta ki. Ennek ellentmond Csathó (2001) hazai szabadföldi kísérletek 1950-1998 közti időszak adatbázisa alapján végzett elemzése: összehasonlítva a szerves és vegyes meszező anyagokat, arra a következtetésre jutott, hogy a szerves javítóanyagok hozzájárulnak a legnagyobb termésnövekedéshez. A látszólagos ellentmondás feloldása a kísérletek hosszában, illetve a talajtípusban lehet. A Csathó által közreadott eredmények 48 éves adatsort dolgoznak fel 30 kísérleti területről, többféle tesztnövényrel, tehát valószínűleg megbízhatóbbak is Bocz egytényezős (egyféle talajtípus, egyféle tesztnövény, rövidebb kísérleti időtartam) kísérletével szemben.

1.3. A digitális terepmodellek és hidrológiai modellek kapcsolata

Dolgozatunkban részletesen foglalkozunk a talajtani, domborzati és hidrológiai paraméterek kapcsolatával, ezért röviden kitérünk a témát érintő elméleti háttér ismertetésére is.

1.3.1. A hidrológiai modellek fogalma, kialakulásuk

A hidrológiai modelleket úgy definiálhatjuk, mint a víz felszíni és felszín alatti mozgásának matematikai ábrázolását (Maidment, 1993), amelyek olyan matematikai összefüggések, amik folyamatként vagy rendszerként elképzelt hidrológiai jelenségek meghatározott pontosságú leírására, leképezésére alkalmasak (Bíró, 1998).

A hidrológiai modellek története mintegy 150 éves múltra tekint vissza. 1856-ban a Darcy-törvény leírásával kezdődött, amit a nyílt csatornában mozgó vízre vonatkozó St. Venant egyenlet leírása követett. Az 1950-es évek előtt a vizek alkotórészeinek transzportját kevésbé vizsgálták, később viszont egyre inkább a kutatási terület vált meghatározóvá; előbb csőben, majd folyókban és felszín alatti vízrendszerekben (Maidment, 1993).

A felszíni és felszín alatti vizek mozgásjelenségeinek leírása hosszú ideig gyakorlati tapasztalatokra, majd a térbeliséget nehezen kezelő fizikai-matematikai modellekre épült. A víz mozgásjelenségeinek pontosabb leírása csak a topográfia figyelembevételével, a digitális magasságmodellek segítségével valósulhatott meg, melyek előállításához számítógépekre volt szükség (Tamás et al. 1999).

A számítógépes modellek az 1960-as évektől kezdtek elterjedni. Először a felszíni vizekre, és üledéktranszportra készültek ilyen modellek, majd a '70-es évektől a vízminőségre, felszín alatti vízmozgásra, a '80-as évektől pedig a felszín alatti anyagtranszportra dolgoztak ki újabbakat. Napjainkban több száz számítógépes modell létezik, de a leggyakrabban használtak száma kevesebb, mint egy tucat (Maidment, 1993).

A hidrológiai modellek pontossága a környezet ábrázolásától függ, hiszen mind a felszíni, mind a felszín alatti víz esetében definiálnunk kell azt a közeget, ahol a víz mozog – így kapcsolat van a többi folyamatot leíró modellel is. A biológiai és ökológiai modellek a lefolyó víz mennyiségének meghatározásában és minőségének, összetételének becslésében lehetnek segítségünkre. A talajba való beszivárgás és a lefolyás szintén igen fontos és időben változó paraméter, amelynek ismerete elengedhetetlen. A lefolyó víz mennyiségének meghatározásához domborzatmodellekre van szükség, amelyekből levezethetők a terület lejtésviszonyai. A párolgás becsléséhez pedig klimatikus modellekre van szükségünk. A hidrológia és a klíma között szoros kapcsolat van, azonban a gyakorlatban nehéz megtalálni a kapcsolatot a két modell között az eltérő léptékük miatt. A hidrológiai modellek általában vízgyűjtőre épülő modellek, nagyobb felbontásúak a klímamodelleknél, amelyeket megfelelően csak nagy, globális léptékben lehet elkészíteni (Maidment, 1993).

1.3.2. A GIS és a digitális terepmodellek szerepe a hidrológiai modellekben

A GIS, vagy más néven *térinformatika* (geoinformációs rendszer) a helyhez kötött információk gyűjtésével, kezelésével, feldolgozásával, helyhez köthető

jelenségek ábrázolásával és a térbeli kapcsolatok feltárásával foglalkozó tudomány (Kertész, 1997; Kollányi – Prajczner, 1995; Detrekői – Szabó Gy. 1995). A térinformatika és a környezeti modellezés összekapcsolódása mára egy jól kidolgozott, elfogadott, és alkalmazott kutatási terület, hiszen a legtöbb környezeti probléma rendelkezik térbeli dimenziókkal, amelyeket környezeti modellek alkalmazásával könnyebben, gyorsabban megérthetünk (Tamás, 1997). A hidrológiával, vízgazdálkodással kapcsolatos környezeti-információs rendszerek modellezési szempontból a GIS legkomplexebb alkalmazási területei közé tartoznak (Lénárt *et al.* 1997). Az ilyen eszközökkel elvégzett numerikus szimulációk gyorsabb és biztosabb eredményt adnak, mint a korábbi időigényes, bizonytalan eredményű modellek. A térbeli sajátosságok és a leíró adatok együttes kezeléséből következően a modellek bemenő paraméterévé tehetők olyan változók, sőt akár idősorok is, amelyekről korábban nem volt elképzelhető.

Amint arról már korábban szóltunk, a hidrológiai modellek igen fontos összetevője a relatív relief és a lejtéviszonyok figyelembe vétele. Napjainkban a nagyteljesítményű személyi számítógépek segítségével viszonylag könnyen előállíthatjuk a domborzat numerikus modelljét, melyet így a hidrológiai modell bemenő paraméterévé tehetünk.

Jelenetős segítséget adhat a felszín növényborítottságának meghatározásában a távérzékelés. Napjainkra a légkömről készített első légifotóktól (1858 Tournachon) a hiperspektrális műholdfelvételekig hosszú utat járt be e tudományterület (Lóki, 1996). A modellezés szempontjából a műholdfelvételekből kinyerhető információkból a normalizált vegetációs index (NDVI) a leglényegesebb, mivel ez ad számunkra értékelhető információt a biomassa abszolút mennyiségéről (Tamás, 2000), ami a lefolyási értékek számszerűsítésében lehet segítségünkre.

1.3.3. A digitális terepmodellek (DTM-ek) előállítása

A digitális magasságmodellek digitális magassági adatokkal írják le a Föld felszínét (Detrekői – Szabó Gy. 1995). A kifejezés gyakran használatos valamely topográfiai felület digitális előállításakor, azonban leggyakrabban akkor használjuk, amikor kimondottan egy raszter vagy szabályos rács magasságpontjaira akarunk utalni. A digitális terepmodell, vagy DTM egy általánosabb megnevezése lehet egy topográfiai felület tetszőleges digitális előállításának, de az ilyen értelemben történő használata nem elterjedt. A DTM a leggyakoribb és legegyszerűbb formája a topográfia digitális előállításának (Klinkenberg, 1990; Závoti, 1993a).

Ha a magasságot valamely más térben változó tulajdonsággal helyettesítjük, akkor az ábrázolt tulajdonság statisztikai felszínének megjelenítését végezhetjük el (Kertész, 1997).

A DTM-ek legjellemzőbb tulajdonsága – a kritikus paraméter – a felbontás, vagyis a távolság két szomszédos rácpont között, ez általában 30 méter, 1 méteres függőleges felbontással (Klinkenberg, 1990; Závoti, 1993a).

A DTM-ek előállítása többféleképpen történhet. Ennek egyik módszere a szintvonalak magasságadatainak átalakításán alapszik. A szintvonalak

vektorizálása után, egy matematikai algoritmus segítségével, a megadott felbontásnak megfelelő hálózat rácspontjaira interpoláljuk a magasságadatokat. A *térbeli interpoláció* az az eljárás, amely a rendelkezésre álló megfigyelések által meghatározott térség mintavétellel nem rendelkező pontjaiban becslést ad a vizsgált tulajdonságok értékére. Azon a feltevésen alapul, hogy a térben egymáshoz közel elhelyezkedő pontok értéke nagyobb valószínűséggel hasonló, mint az egymástól messze lévő pontoké (Tobler törvénye a geográfiára). A térbeli interpoláció igen fontos szerepet tölt be a GIS-ben: szintvonalakat szolgáltat grafikus adatok megjelenítéséhez; kiszámítja egy felület valamely jellemzőjét egy adott pontban; lehetővé teszi összehasonlításához használt különböző mértékegységű adatok megváltoztatását különböző rétegekben ábrázolt eltérő adatstruktúrák esetében; de gyakran használják térbeli döntéstámogatási rendszerekben is (Nigel, 1990; Závoti, 1993b).

A DTM-ek előállításának másik módszere a *fotogrammetria*, amely végezhető manuálisan és automatikusan (Klinkenberg, 1990; Závoti, 1993a).

Ezenkívül lehetőség van *háromszögesített szabálytalan hálózat* (TIN) modell kialakítására is. E modellben a mintapontok egyenesekkel vannak összekötve úgy, hogy háromszögek keletkezzenek. Az ezzel az eljárással készült modellek előnye a rácshálós modellekkel szemben az, hogy a tér szélsőséges irányváltoztatásait kisebb hibával tudják követni (Lénárt et al. 1997). Ezek a modellek leginkább olyan vízgyűjtőkre alkalmazhatók, ahol a felszín lejtése meredek, ahol a háromszögek sorba rendezhetők (pl. hegygerinc) (Poiker, 1990; Závoti, 1993c).

Végeredményként egy olyan domborzati modellhez jutunk, amelyről meghatározható bármely tetszőleges pont magassága, lejtőszög és kitettség; és amelynek segítségével levezethető számos hidrológiai funkció.

1.3.4. A DTM-ek hidrológiai funkciói

A DTM-ek nagy segítséget jelentenek a vízkészletek megóvásában, racionális és hatékony felhasználásában, vizek kártételeinek megelőzésében (Tamás et al. 1999).

A hidrológiai modellek alapja a *vízgyűjtő*, amelynek két fő alkotóeleme van: a terület topográfiai alakja és a vízhálózat topológiai felépítése. A DTM-ek segítségével gyorsan lehatárolhatóvá válnak a vízgyűjtők, szimulálhatóvá válik a lefolyás, a vízhálózat (Klinkenberg, 1990; Závoti, 1993a). A lefolyási irányok meghatározásával lehetőség nyílik belvíz-veszélyeztetett területek kijelölésére és szennyezések terjedési irányainak meghatározására. Az egyidejű lefolyásvonalak megszerkesztésével pedig lehetővé válik a vízgyűjtő karakterisztikájának előállítása (Lénárt et al. 1997; Tamás et al. 1999).

Most a raszteres DTM-ek példáján mutatjuk be, hogy miként lehet vízgyűjtőket lehatárolni, vízhálózatot meghatározni a térinformatika segítségével. Először minden raszterpontot egy négyzetrács középpontjaként kell elképzelnünk, ahonnan a kifolyó víz irányát a környező cellák magassága fogja meghatározni. A továbbiakban két módszer közül választhatunk a folyásirány meghatározásához:

- a lefolyásra 4, vagy

- 8 lehetséges irányt tételezünk fel.

Mindkét módszer esetében meg kell számoznunk a mozgási irányokat fentről, az óramutató járásának megfelelően, és feltételeznünk kell, hogy a víz minden szomszédos cellából a legalacsonyabb felé folyik. Ha a szomszédos cellák mindegyike magasabb, akkor a cella gödör és 0 kódot kap.

A vízgyűjtőt eszerint úgy határozhatjuk meg, mint a hálózat pontjainak azon jellemzőjét, amely meghatározza a vízfolyással szemben az elérhető tartományt.

A vízhálózat meghatározásához összeadjuk azokat a vízmennyiségeket, amelyek a cellákon keresztül a folyás irányába folynak (0 kezdőértékről indulva a lefolyási irányokat követve mindig egyet hozzáadunk a soron következő cellaértékhez), és egy kritikus érték elérése után elkezdjük a csatornákat, vízfolyásokat bejelölni (*Klinkenberg*, 1990; *Závoti*, 1993a).

A hidrológiai-térinformatikában az áramlási irányok pontosabb leírásához hálózatelemzési módszereket használnak (*Tamás*, 1997).

2. A MINTATERÜLET TERMÉSZETFÖLDRAJZI ÉS TÁJVÉDELMI SZEMPONTÚ JELLEMZÉSE

A terület Bogács – Cserépfalu – Bükkzsérc települések között fekszik, a Marosi S. -Somogyi S. (1990) besorolás szerinti **Egri-Bükkalján** (2. ábra). Nyugati **határa** a Szoros-patak és Cseresznyés-patak közötti völgyközi hát, északon a területet a Középső-Bükk mészkőhegyeitől elválasztó völgy határolja, keleten a Hór-patak alluviális síkja, délen pedig az Alsó-réten keresztülfutó vízválasztó. Területe 7,56 km².



2. ábra. A bükkaljai mintaterület elhelyezkedése

A terület legmarkánsabb kiemelkedése a 339 m magas Nyomó-hegy és a 270 m magas Őr-hegy, a pleisztocén folyamán mindkettő aszimmetrikusan megbillent déli irányban, ezért északias lejtőik meredek.

Aljzatában miocén korú (alsó-miocén – szarmata emelet) 400-500 m vastag riolit- és dácitlávák és tufák alatt oligocén agyag, és agyagmárga, ez alatt pedig triász mészkőrétegek találhatók (Balogh, 1964; Martonné, 1998).

A **felszínfejlődés** során a Bükkben két hegyláb felszín keletkezett, az egyik a felső-pannonban, majd egy emelkedés után a másik a pliocénben alacsonyabban alakult ki. A pliocén végére az idősebb hegyláb felszínnek már csak szigetszerű részei maradtak meg: a mintaterületen ilyen a Nyomó-hegy (339m), ami egyben a legmagasabb csúcs is. A többi magasabb kiemelkedés a fiatalabb hegyláb felszín maradványa. Itt a két szintet nehéz elkülöníteni, mert a terület a pleisztocénben mozaikszerűen feldarabolódott ÉK-DNY-i és ÉNY-DK-i törések mentén, és aszimmetrikusan kibillent déli irányban (Pinczés, 1956; Pinczés et al. 1993). A pleisztocénben a külső erők munkájának eredményeként alakult ki a folyóhálózat. A fővölgyek eróziósan, a mellékvölgyek eróziósan és deráziósan képződtek. A periglaciális időszakban hullóporos képződmények jöttek létre. Az Őr-hegyen lösszerű anyagok, a hegylábakon hűvös, nedves mikroklímán agyag képződött.

Közben intenzív geliszoliflukciós anyagáttelepítés és riolittufa-aprózódás zajlott (Pinczés *et al.* 1993).

A terület fő **vízfolyása** a Hór-patak, melybe északnyugati irányból Bogács és Cserépfalu között a Cseresznyés-patak torkollik. A Cseresznyés-patak völgyében a torkolat fölött víztározót építettek. A visszaduzzasztott víz a völgyesik egy szakaszát elmocsarasította (Kerényi, 1994b). A Hór-patak közepes vízhozama Mezőkövesdnél 0,23 m³/s, vízhozam-ingadozása igen nagy, legkisebb vízállásnál 0,02 m³/s, legnagyobb vízállásnál akár 40 m³/s is lehet (Marosi – Somogyi, 1990).

A felszín alatti vizek jórészt triász és eocén mészkövekben, helyenként azonban riolittufában találhatók, melyek felett az oligocén agyagok vízzáró funkciót töltenek be. A Bükk-hegység fedetlen karsztja felől a Bükkalja mélyebb rétegeiben található középidői mészkőrétegek felé vízáramlás megy végbe. A mélykarszt nyomásviszonyai miatt a karsztos kőzetek vizet adnak át a területet ért tektonikai mozgások következtében létrejött törések mentén az oligocén agyagok és miocén vulkanitok felett elhelyezkedő víztartó rétegeknek (Böcker *et al.* 1975).

A **talajvíz** nem alkot egységes víztükröt, felszíntől mért mélysége 2-30 m között változik, nitráttal erősen szennyezett (Kolosváriné, 1995). Cserépfalun, Bogácsra és Bükkzsércen hosszú időn át – a napjainkban elkészült vezetékes víz-hálózat elkészültéig – ebből nyerték az ivóvizet. **Rétegvíz**ben viszont gazdag a terület, az artézi kutak hozama tekintélyes. Bogácsra egy 360 l/perc vízhozamú, 73°C-os gyógyvízforrás nagy látogatottságnak örvendő strandfürdőt épített. A vízáadó réteg a mögöttes hegyvidék mélybe szivárgó vizéből táplálkozik (Marosi–Somogyi, 1990).

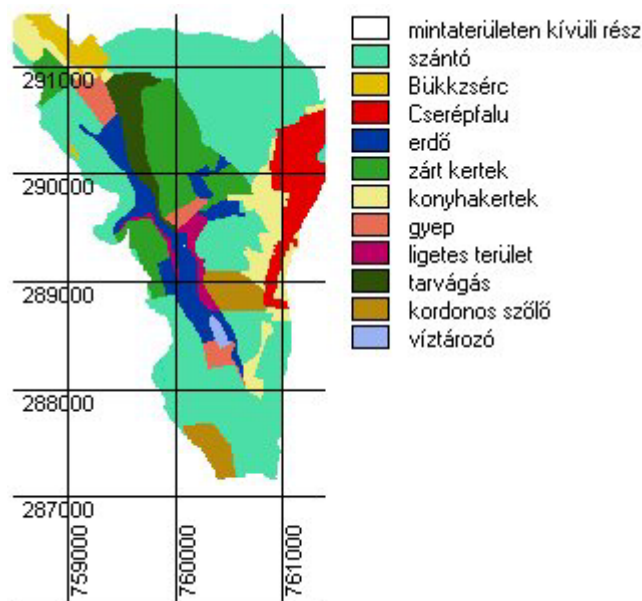
A terület **éghajlata** átmeneti a környező hegység és alföld éghajlata között, adottságai alig térnek el az Alföldétől. A csapadék 70 éves átlaga Bogácsra 584 mm, az évi középhőmérséklet 9,8 °C. A viszonylagos szárazság a Bükk-hegység árnyékoló hatásának tudható be (Kerényi, 1994b).

A **talajtakaró** változatos, amelyben főleg a változatos felszíni formáknak van meghatározó szerepük (pl. ennek következtében mozaikos lesz a mikroklima is, ahogy módosulnak a besugárzási viszonyok, ami pedig visszahat a talajképződésre; a lejtők meredekségének és kitettségének megfelelően jelennek meg a lejtőhordalék és eróziós változatok). A zonális barna erdőtalajok a meghatározók (barnaföld, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, erodált barna erdőtalaj), és gyakoriak ezek lejtőhordalékai is. Az éghajlati átmenetiségnek köszönhetően a Ramann-féle barna erdőtalaj az uralkodó. A Bükk árnyékoló hatása miatt hulló kevesebb csapadék csak foltokban (csapadékosabb nyugati oldal) elegendő a nagyobb mértékű agyagvándorláshoz: a textúrdifferenciálódási hányados ritkán éri el az agyagbemosódásos talajokra jellemző 1,5-et. Ezenkívül a legmeredekebb lejtőkön kövesziklás váztalajokat, a Nyomó-hegy déli enyhe lejtőjén, a savanyú vulkaniton pedig helyenként rankert találunk (Szabó Gy. 2000). A patak völgyekben öntéstalajok találhatók, a víztározó pedig mocsári talajt alakított ki.

A természetes **növénytakaró** csak elenyészően kis foltokban maradt fenn. Tatárjuharos tölgyeseknek nyomát sem találtuk, holott elterjedésük északi határa a riolittufa elterjedési területével esett egybe, és a völgyközi hátaakat, illetve ezek oldallejtőit borították. Cseres tölgyesek a Bükkalján még előfordulnak, de az álta-

lunk bejárt területen ezek sem voltak megtalálhatók. Az egykori magasárterek keményfaligetei (szil-kőris társulások) a patakok völgytalpán mára jobbára akácgyalogakác és egyéb más fajtákra változtak. A legnagyobb területet napjainkra a mezőgazdaságilag megművelt területek borítják, az egykori erdők helyén pedig akác és fenyőerdők vannak (Novák, 1996).

Elkészítettük a mintaterület területhasználati térképét (3. ábra), melynek segítségével, illetve a terepi megfigyelések és a polgármesterek szóbeli közlései alapján jellemeztük az egyes művelési módokat és környezeti hatásaikat.



3. ábra. A mintaterület egyszerűsített területhasználati térképe

A művelés alatt álló parcellák legnagyobbbrészt nagyüzemi mezőgazdasági területek, gabonát és napraforgót termelnek rajtuk. A napraforgó fedettségét alig biztosít, így szabad utat ad a talajerózió számára, a gabonafélék viszont összességében jól fedik a talajt és véd az erózió ellen (kivéve azt az időszakot, amikor még nem kelt ki, illetve amikor aratás után felszántották a talajt).

A nagyüzemileg művelt területeken szakemberek tervezik meg a vegyszerhasználatot és azt, hogy milyen és mennyi műtrágyát szórnak ki. Rosszul megtervezett munkálatok miatt azonban nagymértékű környezetszennyezés is előfordulhat: például egy rossz időpontban elvégzett nitrogénműtrágyázás nagy problémákat okozhat, és okozott is a talajvizek nitrátszennyezésének fokozásával (gyakorlatilag az egész Bükkalján nitrátosak a talajvizek, így csecsemők fogyasztására alkalmatlanok, mert methemoglobinaemiát okoznak [Kerényi, 1995]). Emellett nagy mennyiségű nehézfém kerülhet a környezetbe a szennyvíziszapokkal, a szerves- és műtrágyákkal, valamint a peszticidekkel (pl. Cu, Zn, Pb, Cr, As, stb. Alloway, 1995).

A kisparcellákon, zárt kertekben konyhakeri növényeket és szőlőt termelnek. Sok helyen láthatunk elszórtan gyümölcsfákat, viszont összefüggő gyümölcsösök nem jellemzők.

A biodiveritás szempontjából a háztáji gazdaságok kedvezőbb megítélésűek, mint az egyveretű nagyparcellák, mivel biztosítják a táji heterogenitást, azonban ha nem kellően hozzáértők művelik, rosszabb körülmények alakulhatnak ki, mint a nagyüzemi mezőgazdaságban. A nem megfelelően – lejtőirányban – kialakított (nadrágszíj) parcellák, különösképpen a fedetlen sorközü szőlők a talajerózió felerősödését, erózióbarázdák kialakulását vonhatják maguk után. Emellett a gazdák a műtrágyázás terén általában a „több a jobb” elvet követik, ami önmagában korántsem biztosíték a sikerre, sőt egy bizonyos mennyiség után terméscsökkenést okoz.

A pár éve még megművelt kisparcellák nagy része ma felhagyott, nem gondozzák. Ez különösen a Nyomó-hegy keleti lejtőin jellemző. Ugyanez a helyzet a Nyomó-hegy és Őr-hegy között vezető földút mentén, bár itt a szőlők állapotából ítélve már sokkal régebben, akár 8-10 évvel ezelőtt felhagytak a műveléssel. Szőlő már alig, agresszív növényfajok annál inkább megtalálhatók itt: csipkebogyó, akác, gyomok. Ha ennek a talajvédelmi oldalát nézzük, a folyamat kedvező, hiszen a nagyobb növényborítottsággal arányosan csökken a lehordódó talaj mennyisége, és kevésbé érezhető az esőcseppek tömörítő hatása. Ökológiai szempontból viszont teljesen értéktelen területek alakulnak ki, amely nem kívánatos.

Az erdőalkotó fafajok az akác és a fenyő. Az akácos erdők legnagyobb részét tarvágással letermelték a Nyomó-hegy nyugati oldaláról 2000. tavaszától kezdődően. Már a vágások kezdetén a talajerózió felerősödését figyeltük meg.

A területen Bükkzsérc település közigazgatási határán belül egy eróziós völgy völgyfőjében riolittufa alapkőzetten kommunális hulladéklerakó helyezkedik el, ahová Bükkzsérc és Cserépfalu lakossági hulladékát szállítják. A hulladékgyűjtés hatékony, illegális hulladéklerakókkal csak elvétve lehet találkozni, főként Bogács térségében. A bükkzsérci önkormányzat a(z akkor még) Központi Környezetvédelmi Alapból nyert pénzből közhasznú munkások alkalmazásával számolta fel az illegális hulladéklerakókat, illetve ily módon oldja meg a hivatalosan kijelölt hulladéklerakó őrzését. Maga a hulladéklerakó sajnos mindezek ellenére nem szakszerűen kiépített és kezelt létesítmény: gyakori a szemét öngyulladás és közvetlen kapcsolatban áll a Cseresznyés-patak völgyével, így csurgalékvizet a patakba kerülhetnek, mely egy kis halászati célú víztározóba torkollik néhány száz méterrel délebbre. A lerakó terepmunkáink alkalmával gyakran füstbe borította a környéket, különösen a völgyet. A bogácsi kommunális hulladék a közeli Noszvaj hulladéklerakójába kerül.

Napjainkban (2003) készül Bükkzsérc és Cserépfalu csatornázása. Különösen indokolt ez Bükkzsérc esetében, mert északi része (ami már nem tartozik a mintaterülethez), ahol a jelenlegi szennyvíz-ülepítője van, már mészkő alapkőzetben fekszik, így veszélyeztetett vízbázisú település és közvetlen szomszédságban van a Bükki Nemzeti Parkkal is. Bogács központtal fog megépülni az a regionális víztisztító mű, ami a mostani, csak mechanikai tisztítást végző szennyvíz-ülepítő szerepét átveszi.

E mintaterületen kívül négy kisebb mintaterületen is dolgoztunk, tenyészedény-kísérletünkhöz több, egymástól eltérő termőhelyi adottságú területre volt szükségünk. Talajmintavételen és a talajtulajdonságok meghatározásán kívül más munkát itt nem végeztünk, így ezek részletes jellemzésétől eltekintünk (a kísérlet ismertetését lásd 3.7. *fejezet*).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

A munka során a célkitűzések között megfogalmazottaknak megfelelően igyekeztünk minél sokrétűbben, több oldalról közelíteni az egyes témákat. A dolgozat hat jól elkülöníthető részből épül fel, melyekben az alkalmazott módszerek és az elemzési célok jól körülhatárolható egységeket képeznek, ezért ezeket külön tárgyaljuk, abban a sorrendben, ahogy az *Eredmények* fejezet is felépül.

Az Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék munkatársai 1979-től folytatnak kutatásokat egy bükkaljai mintaterületen, melynek eredményeként több, mint száz talajszelvény feltárására és megmintázására és laboratóriumi elemzésére került sor. Emellett több talajtani térkép készült. Ezek a már meglévő minták és adatok a dolgozat egyes fejezeteiben felhasználásra kerültek.

A korábbi mintavételek célja nem egyezett meg jelen dolgozatunk célkitűzéseivel, ezért – céljainknak megfelelően – további, közel kettőszáz talajmintát gyűjtöttünk be.

A dolgozatban a mintaterületekre vonatkozóan többféle elnevezés is előfordul. *Mintaterület* név alatt mindig a korábbiakban bemutatott bükkaljai mintaterületet értjük, melyen belül öt területen sűrűbb mintavételt végeztünk. Ez utóbbiakat *mintavételi területeknek*, illetve *vizsgálati területeknek* nevezzük. Ezen túlmenően a tenyészedény-kísérlethez kiválasztott helyszíneket *termőhelyeknek* nevezzük.

3.1. Talajtani adatok

A dolgozatban három mintavételi időszak talajmintáit használtuk fel:

Az első sorozat az 1979-1988 közötti időszakból származik, mely az Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék tájökológiai vizsgálatai során kerültek begyűjtésre. A sorozat 110 talajszelvény mintáinak laboratóriumi mérési adatait foglalja magában. A már rendelkezésünkre álló alapvizsgálatokon (szemcseösszetétel, humusztartalom, CaCO_3 -tartalom, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl}) túl meghatároztuk a potenciális savanyúsági mutatókat, a humuszminőséget, a humusztartalom Hargitai-féle környezetvédelmi kapacitását és a savas terhelésekkel szembeni pufferkapacitást (lásd 3.4. fejezet).

A második mintasorozat szintén az Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék korábbi mintavételéből származik, 1995-1997 közötti időszakból. Az ekkor begyűjtött 220 minta alapján az alapvizsgálatok mellett többek között a talajok a nehézfém-tartalmának meghatározására került sor, amelyek alapján kartogramokat szerkesztettek és területi eloszlásukat ezeken mutatták be.

Saját mintavételezésünket 1999-2003-ban hajtottuk végre, melynek keretében 193 talajminta begyűjtésére került sor. Ebből 99 felszíni minta, 94 pedig 30 fűrásból, illetve szelvényből származik.

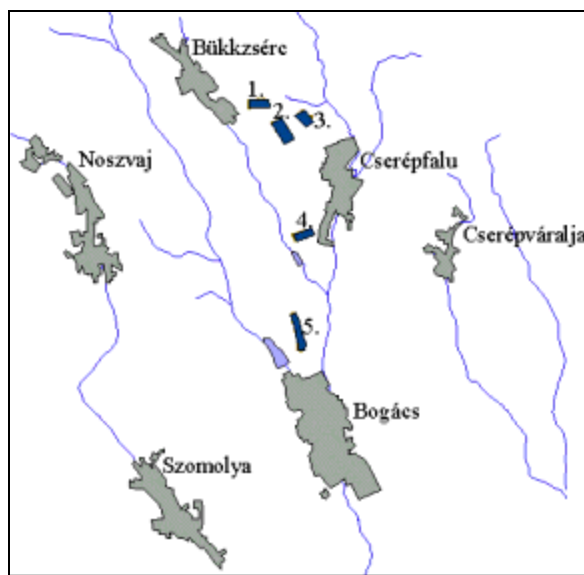
A talajvizsgálatokat a Debreceni Egyetem Földtudományi Tanszékcsoportjának talaj- és üledékvizsgáló laboratóriumában végeztük. Meghatároztuk a minták

szemcseösszetételét (MSZ-08-0205-1978, Köhn-pipetta), a humusztartalmat (MSZ-08-0210-1977, Tyurin módszer), az aktív és potenciális savanyúságot ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl} , y_1 , y_2 – MSZ-08-0206/2-1978). 99 minta esetében meghatároztuk a talaj telítetlenségét (T-S - Filep Gy. 1995, NH_4OH -formaldehid- BaCl_2 -kezelés) és humusztartalmát (Filep Gy. 1995, Hargitay-módszer), a nehézfém-tartalmat (H_2O_2 + HNO_3 -feltárás; Cu, Ni, Co, Mn, Fe, Zn – MSZ-08-1722/3-1989), az AL-oldható nitrogén-, foszfor- és kálium-tartalmat (Filep Gy. 1995), valamint a talajfizikai tulajdonságokat (térfogattömeg; talajsűrűség; minimális, kapilláris és maximális vízkapacitás – MSZ-08-0205-1978, Vér-féle csövekben begyűjtött bolygatatlan minták telítése vízzel).

3.2. A talajok térbeli heterogenitásának vizsgálata

3.2.1. A talajok horizontális heterogenitásának vizsgálata

Felszíni mintáink közül 87-et bükkaljai mintaterületünkön belül öt kisebb területről, három szántó és kettő szőlő területhasználatú részből gyűjtöttük be (4. ábra). Így lehetőségünk nyílt a szántó – a (1-3. terület) és szőlőterületek (4-5. terület) kategórián belüli és kategóriák közötti összehasonlítására is – ugyanazon a genetikai talajtípuson (Ramann-féle barna erdőtalajon).



4. ábra. A vizsgálati területek elhelyezkedése

A mintavétel során nem arra törekedtünk, hogy szabályos hálózat mentén szedjük be mintáinkat, célunk az volt, hogy egy kisebb területről a térbeli változottság feltárásához megfelelő mennyiségű mintát gyűjtsünk be, a már meglévő talajtani térképekre támaszkodva, illetve a katéna-elv alapján.

A feldolgozás során a laboratóriumi mérési eredményekből kiszámítottuk a vizsgált talajtulajdonságok relatív szórását, és ezeket hasonlítottuk össze az öt vizsgálati terület esetében. Adataink normalitásának vizsgálatát Kolmogorov-Smirnov-próba alkalmazásával végeztük. A normál eloszlású adatsorok esetében varianciaanalízissel (One-Way ANOVA), ahol pedig az adateloszlás nem normál eloszlású volt, Kruskal-Wallis-próbával vizsgáltuk a területhasználati egységek különbségeit (Zar, 1995). A statisztikai analízishez a Microsoft Excel 2002-t és az SPSS for Windows 8.0 szoftvereket használtuk.

Bükkaljai mintaterületünk előzőekben említett öt vizsgálati területe közül kiválasztottunk egy szőlőterületet (4. ábra, 4. terület) és különböző interpolációs technikákkal ábrázoltuk a pH-t és a humuszmenyiséget. A 0,5 hektáros területről 15 talajmintát gyűjtöttünk be, és ezek segítségével igyekeztünk érzékeltetni a talajtulajdonságok mikroheterogenitását.

A minimumgörbület, az IDW (1 és 5 súllyal) és a kriging interpolációs (ezen belül variogram illesztés nélküli, valamint lineáris variogram modellel illesztett) technikát hasonlítottuk össze mindkét talajtulajdonság esetében. A variogram-illesztést a legkisebb négyzetek módszerével végeztük (Steiner, 1990).

Az adatok geostatistikai elemzését, a térbeli interpolációt és a térképi megjelenítést Surfer for Windows 8.0-val végeztük (Keckler, 1997).

Az interpolált térképek pontosságát cross-validation (leaving-one-out) módszerrel hasonlítottuk össze. A módszer alapja az, hogy úgy végezzük el az interpolációt újra és újra, hogy sorra kihagyunk egy-egy értéket az adatsorból és meghatározzuk a mért érték és a becsült (interpolált) érték különbségét (reziduál). A térbeli bizonytalanság mérésére a root mean square error (RMSE) értéket (Tomczak, 1998; McBratney et al. 2000; Smith, 1997) használtuk, mely a reziduálok értékeiből számítható ki a következő képlettel:

$$RMSE = \sqrt{\sum (x_i - y_i)^2 / N},$$

ahol x_i : az i -edik mért érték; y_i : az i -edik becsült érték, N : mintaszám. Minél kisebb az RMSE érték, annál kisebb az interpoláció hibája is (Tomczak, 1998).

Az elkészült térképek hasonlóságát az IDRISI for Windows 2.0 segítségével, térbeli korreláció-számítással határoztuk meg.

3.2.2. A talajok vertikális heterogenitásának a vizsgálata

A talajtulajdonságok vertikális vizsgálatához a szőlő esetében öt, a szántó esetében pedig három katénában (összesen 30 fűrt vagy ásott szelvényből) három talajszintből (melyek megfeleltek a barnaföld A_{sz} , B_1 és B_2 szintjeinek) gyűjtöttünk be mintákat. A talajminták szervesanyag-tartalmát, valamint aktív és rejtett savanyúságát határoztuk meg és elemeztük.

A talajtulajdonságok grafikus megjelenítését egy GeoMedia Professional 4.0 platformon futó segédprogram segítségével végeztük.

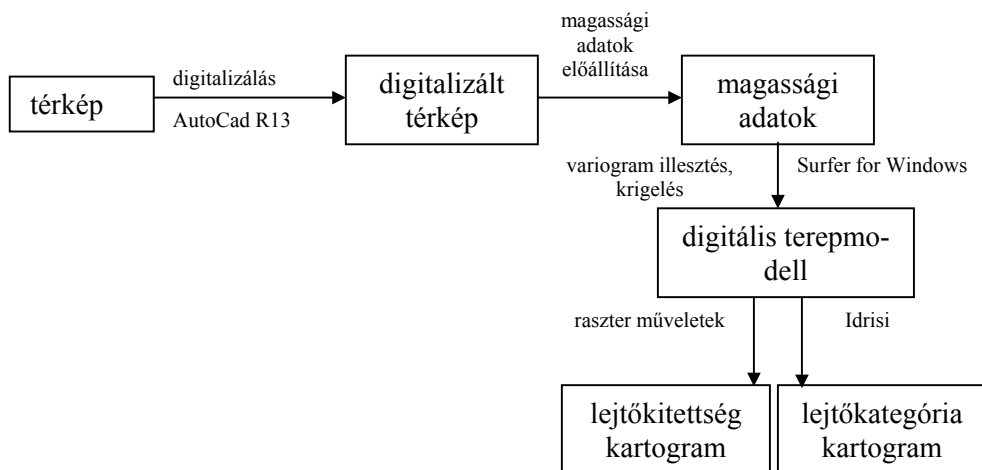
3.3. A talaj-, domborzat- és csapadékvizonyok kapcsolatának vizsgálata a hidrológiai modellezésben

Ebben a fejezetben a vízháztartási egyenlet elemeinek és a domborzati és talajtani viszonyok kapcsolatának a minél teljesebb feltárására törekedtünk.

A domborzat fontos szerepet játszik abban, hogy a felszínre hulló csapadék lefolyik, vagy beszívárog, a csapadék mennyisége pedig a potenciálisan lefolyásra kerülő mennyiséget szabja meg. A hidrológiai és hidrometeorológiai viszonyok hatással vannak a talajtulajdonságokra, így pl. a talaj kémhatására is a beszivárgás, vagyis a kilúgzás révén.

3.3.1. A digitális terepmodell előállítása

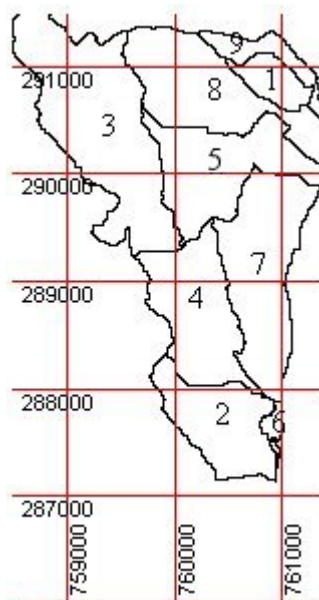
Terepmodellünk előállításához a mintaterület 1:10000 méretarányú térképeinek 10 méteres szintvonalait és tereptárgyait (települések, utak, stb.) digitalizáltuk be. A digitalizált szintvonalakat tartalmazó *.dxf állományból egy Delphi programozási nyelven írt segédprogram (DxfProc) felhasználásával 12219 darab magassági koordinátát állítottunk elő, melyből térbeli interpolációval (bővebben lásd 1.3.3. fejezet), a SURFER for Windows 8.0-val elkészítettük a terület digitális magasságmodelljét (Nigel, 1990, Keckler, 1997). A magasságmodell felbontása 10 méter. A terület lejtőkitettség és lejtőkategória térképének elkészítéséhez az IDRISI for Windows 2.0 szoftvert használtuk (5. ábra).



5. ábra. A DTM és a lejtőtérképek előállításának folyamata

A digitális magasságmodell segítségével részvízgyűjtőket határoltunk le (6. ábra), melyeket a későbbiekben a térbeli jellemzésnél használtunk fel. A térképi

adatokat az IDRISI felhasználásával kiszámoltattuk az egyes részvízgyűjtőkre, melyekkel ezután táblázatos adatok formájában tudunk továbbdolgozni.



6. ábra. A mintaterület részvízgyűjtői

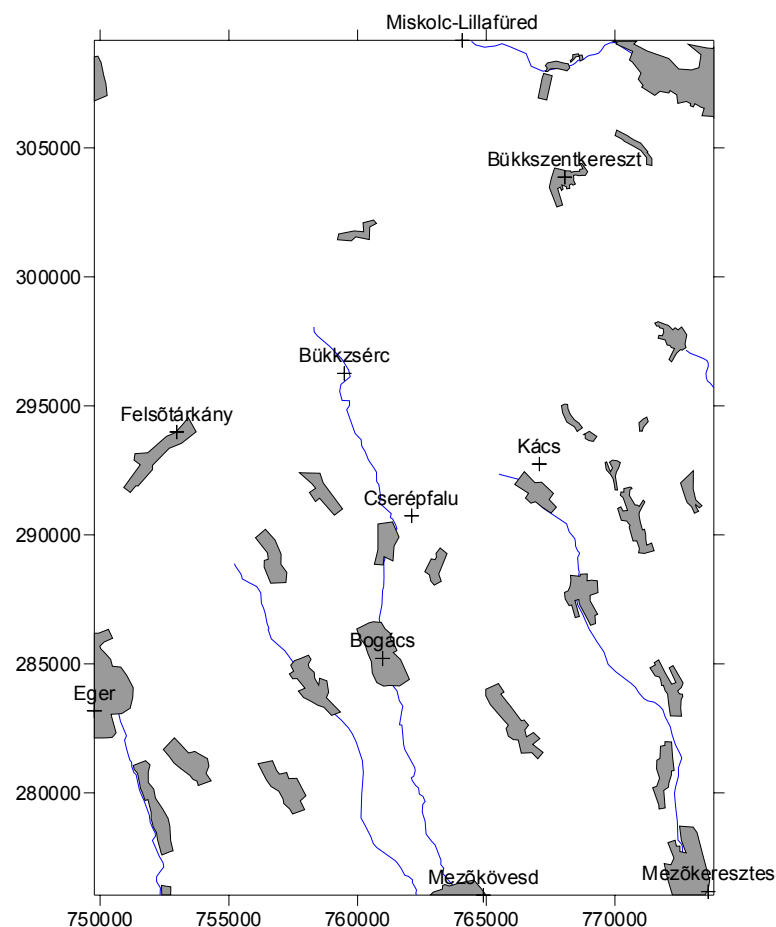
3.3.2. A vízháztartási egyenlet elemeinek kiszámítása

A munka során meghatároztuk a csapadék, a potenciális evapotranspiráció, a lefolyás és a beszivárgás sokéves átlagát. A területről rendelkezésre álló adatok nem tették lehetővé, hogy az általános egyenlet minden elemét (elfolyás, hozzáfolyás, stb.) figyelembe vegyük, de törekedtünk a vízháztartás minél sokrétűbb jellemzésére.

Az egyenlet említett elemeinek a meghatározása a következőképpen történt:

A csapadékadatok vizsgálata

A mintaterület tágabb környezetéből 10 csapadékmérő állomás (7. ábra) 40-60 éves adatsorát dolgoztuk fel (Hajósy et al. 1975; Vízrajzi Évkönyvek). Az állomások adatai 1960-tól 2000-ig teljesen átfedik egymást, de néhány esetben hosszabb adatsor is rendelkezésünkre állt, melyeket a pontosság növelése érdekében felhasználtunk. A 10 állomásból 3 a mintaterületünkön van, a többi 7 pedig körülötte helyezkedik el. Ez utóbbira azért volt szükség, hogy a későbbiekben sorra kerülő interpolációk pontosabb eredmény adjanak, ugyanis az adathiányos részek felé az interpolált adatok szórása gyorsan növekszik.



7. ábra. A feldolgozott csapadékmérő állomások

Az adatsorokból kiszámítottuk a csapadékatlagokat és a többnapos nagy-csapadékokat havi és éves szinten. Az 1-6 napos nagycsapadékok gyakoriságát a Goda (1966) által kidolgozott vizsgálati módszerrel határoztuk meg, 5 és 10 százalékos valószínűségi szinten. Az egyes értékekből a SURFER for Windows szoftverrel végzett térbeli interpolációval kartogramokat készítettünk mindkét tényező esetében.

Az ez esetben legmegfelelőbb interpolációs technika kiválasztásához a térbeli heterogenitás vizsgálatánál ismertetett cross-validation (leaving-one-out) módszert alkalmaztuk.

A lefolyás és beszivárgás vizsgálata

A lefolyást Kenessey módszerével (Szabó 1992) írtuk le, mely a lejtéviszonyokon, a talaj vízáteresztő-képességén és a növények által biztosított talajfedettségen alapul. Az ehhez szükséges digitális térképi fedvényeket részben a ma-

gasságmodellből származtattuk, részben pedig a terepi és laboratóriumi munkánk eredményeként előálló térképekből állítottuk elő.

A végeredményként kapott térképi réteget összeszoroztuk a sokéves csapadékatlag térképi rétegével és így megkaptuk a sokéves fajlagos lefolyást ábrázoló térképet. Ha e térkép értékeit kivonjuk a sokéves csapadékatlag térképéből, a le nem folyt víz mennyiségét kapjuk meg, ami a beszivárgott + az elpárolgott vízmennyiséget jelenti. Mivel e területen nem oldható meg egy teljes vízgyűjtő lehatárolása, és nincs folyamatos adatsor a terület vízfolyásairól, nem tudunk egységárhullámképet előállítani, nem tudjuk szétválasztani a felszíni és felszín alatti lefolyást. A Kenessey módszerével kapott lefolyási tényező sokéves viszonylatban csak durva becslést ad a lefolyt víz mennyiségére, amely azonban számunkra jelen esetben elegendő, mivel nagyságrendileg megfelelő adatokat ad.

Ha az IDRISI segítségével az átlagos lefolyási tényező térképi réteg értékeit összeszorozzuk az egynapos csapadékmáximum térképi rétegének értékeivel, akkor az ehhez tartozó fajlagos lefolyásmáximum térképét kaphatjuk meg. Ahol ez az érték a magas, ott az erózió is nagyobb hatást fejthet ki (Zsuffa 1999).

A DTM-ből előállított lejtőkiettség-térkép segítségével, a SURFER felhasználásával lefolyásirány térképet készítettünk, mely tovább segítette a terület elemzését.

A párolgás mértékének meghatározása

A párolgás átlagos mértékét három meteorológiai mérőállomás (Eger 37 éves, Miskolc 28 és Sífőkút 23 éves) hőmérsékleti adatai alapján határoztuk meg (Antal et al. 1997, OMSZ Havi jelentések). A rendelkezésre álló adatok csak a *potenciális evapotranspiráció* kiszámításához voltak elegendőek, amelyhez a Thornthwaite-módszert alkalmaztuk (Szász, 1988). Az értékek kiszámítását és az interpolációt követően a kapott térképi réteget elosztottuk a sokéves csapadékatlaggal, így megkaptuk a Budiko-féle ariditási tényező térképét (Dobosi – Felméry, 1994).

3.3.3. Talajvizsgálati adatok feldolgozása

A vizsgálatokat kiegészítettük az 1979-88-ban és az 1999-2003-ban begyűjtött talajminták elemzésével is.

A talajminták laboratóriumi elemzésének eredményeit térben is ábrázoltuk. Az ábrázoláshoz geostatistikai elemzés után krigeléses térbeli interpolációt alkalmaztunk, a SURFER for Windows 8.0 felhasználásával (Keckler, 1997).

3.3.4. Statisztikai vizsgálatok

Talajmintáink laboratóriumi eredményeit és térképeinket statisztikai vizsgálatoknak vetettük alá. A pontszerű jelenségek vizsgálatához SPSS 8.0 For Windowst, a térbeli elemzéshez pedig IDRISI 32R2-t használtunk.

Munkánk során korreláció-analízist és lineáris regressziót használtunk mindkét említett szoftver alkalmazásával (Falusi – Ollé, 2000; Zar, 1995). A vizsgálatokat egyrészt a kapott térképek, másrészt pedig a részvízgyűjtőkre kiszámolt átlagértékek elemzésével végeztük. Így a területi elemzést kétféleképpen is el tudtuk végezni, ami az eredmények megbízhatóságát növelte.

Azokat a változókat, amelyek egymásból, vagy részben egymásból lettek meghatározva (pl. csapadék és többnapos nagycsapadékok valószínűségi értékei), ezenkívül azokat, ahol az összefüggés csak a véletlennek köszönhető, nem vettük figyelembe. Ahol lehetséges volt, a talajminták laboreredményeit használtuk fel a statisztikai elemzéshez, ahol pedig ez nem volt lehetséges, ott a részvízgyűjtőkre kiszámolt átlagértékekkel dolgoztunk. Ez utóbbi elemzések bizonytalansága a kis mintaszám miatt nagyobb.

3.4. A talajok kémhatását és pufferkapacitását meghatározó tényezők vizsgálata

A kémhatás és pufferkapacitás megállapításához 214 talajmintát vizsgáltunk meg, 141 1999-2003-ból származott, 73 pedig 1979-88-ból. A minták közül 147 felszíni minta, a többi talajszelvényből, illetve fúrásból származik.

A *Talajtani adatok* c. fejezetben említett paraméterek közül a pufferkapacitás fogalmát az alábbiak szerint definiáljuk: ezen az egységnyi savterhelés hatására bekövetkező pH-csökkenést értjük, melyet a következő módszerrel határoztunk meg.

A vizsgálatához 5 g talajt mértünk be és különböző mennyiségű 0,1 mólós sósavval kezeltük, majd 1:10 arányú szuszpenziót készítettünk desztillált vízzel és 24 órás állás után megmértük a pH-jukat. A kapott eredményekből megszerkesztettük titrálási görbéiket, majd a görbék segítségével a pufferkapacitást a következőképpen számoltuk ki: meghatároztuk a talaj nélküli oldatok pH eredményeiből megszerkesztett titrálási görbe (összehasonlító görbe) alatti és a talaj titrálási görbéje alatti területet; a kettő különbsége adta meg a pufferkapacitást. A két görbe alatti terület különbségét elosztottuk az összehasonlító görbe alatti területtel. Így egy olyan 0 és 1 közé eső értékhez jutottunk, amely annál kedvezőbb minél közelebb van az 1-hez (Murányi – Rédlyné 1986).

18 minta esetében a pH változását egy, a továbbiakban alkalmazni kívántól finomabb skálán vettük fel (0, 0,25; 0,5; 0,75; 1; 1,25; 1,5; 1,75; 2; 2,5; 3; 4; 5 ml 0,1M HCl), összesen 13 ponton, abból a célból, hogy pontosan megfigyelhetővé váljon a titrálási görbe futása, ami alapján csökkenteni tudjuk a későbbiekben mérendő pontokat. Ez alapján a későbbiekben a titrálási görbe meghatározásához 8 ponton mértük meg a pH-t: 0; 0,25; 0,5; 1; 1,5; 2; 2,5; 5 ml 0,1M HCl hozzáadásával.

Ezen kívül meghatározásra került 4, a mintavételi területeket reprezentáló felszíni talajminta ásványi összetétele, valamint az agyagásványok aránya a MÁFI Röntgenlaboratóriumában, röntgendiffrakciós módszerrel.

A mintákat ezután statisztikai elemzésnek vetettük alá, melynek során azt vizsgáltuk, hogy a kémhatást és a pufferkapacitást mely talajtulajdonságok határozzák meg, és azok milyen kapcsolatban vannak a talaj egyéb tulajdonságaival. Ehhez meghatároztuk a Pearson-féle, illetve a nem normál eloszlású változók esetén a Spearman-féle korrelációs együtthatókat, valamint többváltozós lineáris regresszió-analízist végeztünk, *forward stepwise regressziós* modell alkalmazásával.

A lineáris regresszió során a *determinációs együttható* (R^2) megmutatta azt, hogy a vizsgálatba bevont paraméterek, mint független változók együtt mennyire határozzák meg a függő változót (pufferkapacitás), másrészt a parciális regressziós együtthatók és a konstans segítségével felírható a többszörös lineáris regressziós egyenlet. Azt, hogy az egyes független változók milyen mértékben hatnak a vizsgált függő változóra, a *standardizált parciális regressziós koefficiens* mutatja meg. A parciális regressziós együttható erre a célra azért nem alkalmas, mert értéke nagymértékben függ a mértékegységtől, és az egyes változókat nem azonos skálán mértük. Az eredmény megbízhatóságát az egyenlet szignifikancia-tesztjével állapítottuk meg (Moksony, 1998; Précsényi, 1995; Walford, 1997; Zar, 1995).

A forward stepwise regressziós modell minden lépésnél meghatározza azt a változót, amelyik a legnagyobb pozitív vagy negatív korrelációs kapcsolatban van a függő változóval. Az első változó kiválasztása után megvizsgálja a többi változót, és újra azt emeli be a modellbe, amelyiknek legnagyobb a magyarázó ereje. Ezután az algoritmus megvizsgálja, hogy a korábban bekerültek közül van-e olyan változó, amelyik modellhez hozzáadott információtartalma kevesebb, mint egy meghatározott küszöb (esetünkben $p < 0,05$), ez a változó kiesik a modellből. Arra azonban fel kell hívunk a figyelmet, hogy az eredmény nem minden esetben állja meg a helyét (Belsley et al. 1980; Jennrich, 1977; Moksony, 1998).

A pufferkapacitás vizsgálata során *több, mint 1700* (pontosan $214 \times 8 = 1712$) esetben határoztuk meg a pH-t. Ezek felhasználásával lehetőségünk nyílt arra is, hogy cluster-analízis segítségével megállapítsuk azokat a koncentrációkat, amelyeknél jelentősebb pH-változás következik be. A cluster-analízis egy csoportba sorolja azokat az egymással legszorosabb kapcsolatban lévő változókat, melyek jobban eltérnek a többi csoport elemeitől, így a különböző savas kezelések változóiból meg tudtuk határozni azokat a koncentrációkat, ahol azok nagyobb pH-csökkenést eredményeztek. Az elemzés során *euklédesszi távolságfüggvényt* használtunk az említett csoportok meghatározására (Legendre, P. – Legendre, L. 1998)

3.5. A talajok pH-csökkenésének és savanyodás-érzékenységének meghatározása

3.5.1. A talajsavanyúság növekedésének vizsgálata

A talajsavanyodás időbeli vizsgálatához mindhárom mintavételi időszak talajmintáit használtuk.

Ezek segítségével lehetőségünk nyílt a pH-változást részletesen is megvizsgálni. Az 1979-88 és a 1995-97 időszakból származó minták közül 4 minta esetében lehetőségünk volt megvizsgálni a savanyodási mutatókat közvetlenül is, mivel ezek ugyanarról a mintavételi helyről származtak. Az 1979-88 és 1999-2003-ból származó minták pedig nem a mintavételi pontokban, hanem területileg voltak átfedésben. Ez esetben először térképeket készítettünk a mintavételi pontokból és ezeket hasonlítottuk össze.

3.5.2. Többváltozós, súlyozásos tájérzékenység vizsgálat

A savanyodás-érzékenységi térképet az 1979-88-ból származó adatok felhasználásával, a három talajréteget leíró adatokból készült térképek súlyozott összegzésével állítottuk elő. A vizsgálatba bevont paraméterek a következők: pH; hidrolitos savanyúság; agyagtartalom; CaCO_3 -tartalom; humuszmennyiség és minőség; humuszos réteg vastagsága; pufferkapacitás.

A súlyozás során a humuszos réteg vastagsága, a humusztartalom és a humuszminőség 1-es szorzót; a KCl-os pH, a hidrolitos savanyúság (y_1), a CaCO_3 -tartalom és az agyagtartalom 2-es szorzót kapott a savanyodásban játszott szerep alapján (mint indirekt és direkt tényezők, illetve mutatók). Mivel ezek az adatok eltérő dimenziójúak, először százalékos formájúvá alakítottuk őket.

A térképeket krigeléses interpolációval készítettük, a Surfer For Windows 8.0 szoftver segítségével. Az így kapott eredménnyel az Idrisi For Windows 2.0 szoftverrel dolgoztunk tovább, e szoftverben ugyanis a térképi algebra lehetővé teszi, hogy a térkép képpontjait szorozzuk meg (Sárközi, 1996), majd adjuk össze a súlyozás során, nem pedig a mintavételi pontokra vonatkoztatva kell számolnunk. Így kiküszöbölhető az utóbbi módszerrel járó mintaszám-csökkentés, ami abból következik, hogy csak azok a szelvények vehetők figyelembe, amelyeknek minden figyelembe vett paramétere minden rétegben rendelkezésre áll, mivel összegzésük csak így lehetséges.

A térképeket előbb minden paraméter esetében rétegenként összegeztük, majd a rétegek megfelelő adatait is összeadtuk, és végeredményképpen egy olyan térképhez jutottunk, amely a különböző veszélyeztetettségű területeket mutatja.

A továbbiakban elvégeztük az összegzést súlyozás nélkül is, és összevetettük a térképeket, hogy az érzékenységekben milyen változásokat okoz, ha az eredeti, mért adatokkal számolunk. Azt a lehetőséget is megnéztük, hogy mennyire pontos eredményt hoz, ha csak a legfelső 25 centiméteres réteget vizsgáljuk meg súlyozással, és anélkül, hiszen nem mindig van lehetőség anyagi okok, vagy szűk időkeret miatt talajszelvények ásására.

Az összehasonlítást az Idrisi 2.0-val végeztük, kereszttáblációval, amely térkép-páronként lehetővé teszi az adatok összevetését. Az Idrisi 2.0 ezzel az opcióval kétféle értéket is megad a hasonlóságra. Az egyik a Cramer-féle V érték, a másik hasonlósági együttható az egyezési Kappa-index (Kappa Coefficient Index of Agreement - KIA). A két mutató abból a szempontból vizsgál két képet, hogy különbségük esetleges, vagy pedig tényleges eltérést vagy különbséget jelent. Érté-

kük 0-tól 1-ig terjed, a 0 az egyezés teljes esetlegességére utal, míg az 1 a tökéletes, valódi egyezésre. Ha az érték pl. 0.14, ezt úgy tekinthetjük, hogy az egyezés 14 százalékkal jobb annál, mintha csak esetleges lenne (Sárközi, 1996; Stafford *et al.* 1996).

Végül a kapott térkép helyességét az 1995-97-ből származó talajmintákkal ellenőriztük. Erre a feladatra a pH(KCl)-t, az y_1 -t, és y_2 -t használtuk, mint potenciális savanyúsági mutatókat. Összesen 20 minta esetében vizsgáltuk meg a modell helyességét.

Mivel a 20 minta nem volt elegendő új térkép előállításához, hogy a változást területileg tudjuk meghatározni, ezért más módszert kellett alkalmaznunk az ellenőrzésre.

A szakirodalmi tényeket figyelembe véve, Stefanovits (1977), Kádár (1998), valamint Stefanovits *et al.* (1999) munkáira támaszkodva savanyúsági értékszámokat határoztunk meg 1-3 értékkel a következőknek megfelelően:

- ahol a pH(KCl) 5,51 és az y_1 4 feletti, a savanyúság kicsi, vagy elhanyagolható (1. kategória), 1-es savanyúsági érték.
- ahol a pH(KCl)=4,51-5,5, és a hidrolitos aciditás 4-8, a savanyúság közepes (2. kategória), 2-es savanyúsági érték;
- és végül, ahol a pH(KCl) 4,5 alá csökken, és az y_1 8 feletti, a savanyúság nagy (3. kategória), 3-as savanyúsági érték.

3.6. A talajsavanyodás nehézfémek mobilitására gyakorolt hatásának vizsgálata savas extrakcióval

A talajsavanyodás növekedésének a vizsgálatát kétféle savval (HCl és HNO₃), többféle koncentrációval és expozíciós idővel végeztük el.

A sósavas kísérlet során 5 g talajhoz 0,005 és 0,1 mólos sósavat adtunk, méréseinket háromszoros ismétlésben végeztünk. A mintákat 1 napos, 1 hetes és 1 hónapos expozíciós idő után leszűrtük, majd F-AAS készülékkel lemértük a szűrletek nehézfémtartalmát (Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Zn). Vizsgálatainkat 10 döntően szántó területhasználatú barna erdőtalajról származó talajmintán végeztük el.

A salétromsavas kísérletben szintén 5 g talajt kezeltünk különböző (0,01; 0,1; 1 és 10M) töménységű savval és 1 órás, 1 napos, valamint 1 hetes expozíciós időket alkalmaztunk. Hasonlóan az előző kísérlethez, itt is a szűrletekből határoztuk meg a nehézfémtartalmakat (Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Zn). A vizsgálatokat 20 talajminta esetében végeztük el, melyek közül 10 szántó, 10 pedig szőlő területhasználatú Ramann-féle barna erdőtalajról származott. E kísérlet esetében is háromszoros ismétlést alkalmaztunk.

A sósavas kísérletben szereplő 10 talajminta háromszoros ismétlése a két különböző koncentrációjú savval és háromféle expozíciós idővel összesen 180 szűrlet mérését jelentette hat fém esetében (180x6=1080 mérés). A salétromsavas kísérlet 20 talajmintája háromszoros ismétlésben négyféle töménységű savval és háromféle expozíciós idővel összesen 720 szűrlet mérését jelentette hat fém esetében (720x6=4320 mérés).

Az eredmények feldolgozását a normalitás vizsgálatával kezdtük, és mivel úgy találtuk, hogy a legtöbb változó nem normál eloszlású, az elemzések során Kruskal-Wallis próbát alkalmaztunk.

A szűrletekben mért koncentrációkat összehasonlítottuk a különböző töménységű savas kezelések és a különböző expozíciós idők között. A salétromsavas kísérletben arra is lehetőségünk nyílt, hogy a szántó és szőlő területhasználatú területekről származó talajokból oldatba kerülő nehézfém-mennyiségeket hasonlítsuk össze.

3.7. Kistenyészedenyes kísérlet a növények nehézfém-felvételének tanulmányozására

Kistenyészedenyes kísérletünket a kompolti Fleischmann Rudolf Mezőgazdasági Kutatóintézetrel közösen végeztük. A munka során négy egymástól eltérő termőhelyről gyűjtöttünk be talajmintákat szántó, erdő és gyep területhasználati típusról. A termőhelyek a következők voltak: Kerecsend (Albert-major) és Bükkzsérc környéki barna erdőtalajok, Hevesi-homokhát rozsdabarna erdőtalaja (Rózsa-hegy) és Hajdúszoboszló környéki mészsírtalajok.

A mintavétel során gondosan ügyeltünk arra, hogy az egyes termőhelyeken belül csak területhasználati különbség legyen a mintavételi pontok között, tehát a talajtani, domborzati és mikroklimatikus adottságok azonosak legyenek. Minden esetben átlagmintákat gyűjtöttünk be, melyek homogenizálása után kb. fél kg-ot használtunk fel tenyészedenyenként.

A kísérlethez 12 minta begyűjtésére került sor, melyekből az 1999-2003 között begyűjtött minták leírásánál ismertetett (lásd 3.1. fejezet) talajtulajdonságokat határoztuk meg – a Debreceni Egyetem Földtudományi Tanszékcsoportjának talaj- és üledéktani laboratóriumában – a nehézfém-tartalom kivételével.

A kísérlet során két sorozatot készítettünk, melyből az egyik a kontrollt képezte, a másikat pedig megszennyeztük 5 mg/kg cinkkel és kadmiummal. Az alkalmazott vegyszereket 2,6 g $ZnCl_2$ és 0,3430 g $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$ felhasználásával állítottuk elő, mindkettőt feloldottuk 500 ml desztillált vízben és tenyészedenyenként 10-10 ml-t adagoltunk belőle. Emellett NPK tápoldattal segítettük angolperje (*Lolium perenne*) teszt növényünk fejlődését, melyhez 19,31 g NH_4NO_3 -ot (120 mg/kg); 6,44 g H_2PO_4 -ot (50 mg/kg) és 7,11 g KCl-ot (1200 mg/kg) oldottunk fel 2240 ml vízben és a tenyészedenyekhez 20-20 ml-t adtunk hozzá. Kísérletünk közben kiegészítő nitrogéntápoldatot használtunk egyszeri alkalommal (0,397 g NH_4NO_3 500 ml desztillált vízben oldva, 10 ml/tenyészedeny mennyiségben). A növények növekedése ellenőrzött körülmények között történt, desztillált vizes öntözéssel. A munkában négyszeres ismétlést alkalmaztunk az eredmények várható szórása miatt, eltérve az eddigiekben használt háromszoros ismétléstől.

A növényeket kifejezett állapotukban vágtuk le, kiszárítottuk és lemértük a minták szárazsúlyát. Ezt követően ICP-AES segítségével a Környezetgazdálkodási

Intézet Központi Laboratóriumában meghatározásra került a növény és (az eredeti) talajminták Al, Mn, Fe, Zn, Cd, Pb, Ni, Cu, Cr, Co és P tartalma.

Elemzéseinkhez korreláció- és regresszió-analízist, valamint Kruskal-Wallis próbát használtunk. Először a talajtulajdonságokat vizsgáltuk meg, hogy a termőhelyek, illetve a területhasználati típusok között van-e eltérés, majd a talajban és a növényekben lévő nehézfém tartalmakat hasonlítottuk össze termőhelyenként, területhasználatonként, valamint a szennyezett és a kontrollmintákban.

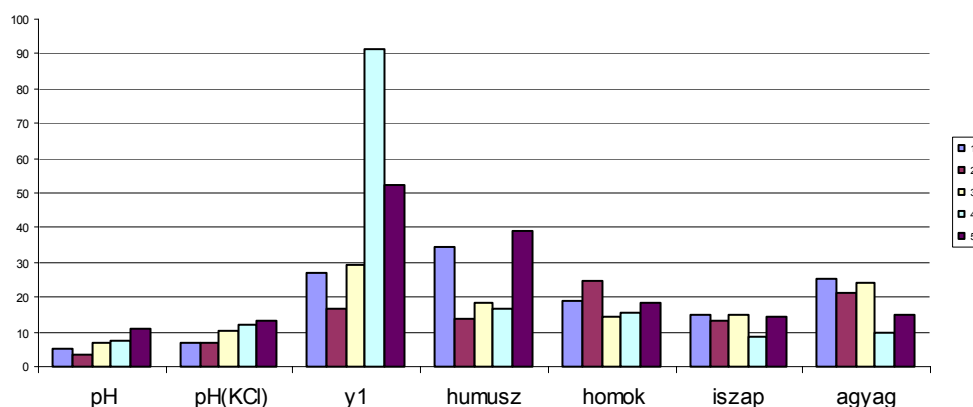
4. EREDMÉNYEK

4.1. A talajtulajdonságok térbeli heterogenitásának vizsgálata és tájvédelmi jelentősége

4.1.1. Alapvető talajtulajdonságok horizontális heterogenitásának vizsgálata

A mintaterületek talajtulajdonságainak relatív szórásait a 8. ábrán foglaltuk össze, melyen jól látható, hogy a legnagyobb értékek éppen azon talajtulajdonságok esetében figyelhetők meg, amelyekre a trágyázási, illetve a talajmeliorációs terveket alapozzák (humusz, hidrolitos aciditás [y_1]). Ez megfelel a szakirodalomban is fellelhető megfigyeléseknek e talajtulajdonságokkal kapcsolatban (Rodenburg et al. 2003; Stafford et al. 1996).

A szervesanyag-tartalom a trágyázás és az eróziós viszonyok következtében válik heterogénné. A trágya kijuttatásának egyenletessége nem biztosítható és az így előálló különbségek csökkenéséhez hosszabb időre van szükség (a szerves anyag humifikálódása lassú folyamat). A különbségeket növelheti, ha egyes területeket időről-időre többször trágyáznak. Az erózió a lepusztulás a legfelső humuszos réteget érinti legjobban, ezért a szerves anyag bizonyos területeken igen alacsony, máshol – az akkumulációs térszíneken – magas. A trágyázás a 4. számú mintavételi terület különbségeit magyarázhatja, az erózió pedig az 1. számú mintavételi terület (szántó) heterogenitását.



8. ábra. Az öt vizsgálati terület talajtulajdonságainak relatív szórása (1-5: mintavételi területek, lásd 4. ábra)

A hidrolitos aciditás a talajjavítási célzatú meszezés egyenetlensége miatt válik térbelileg változatossá. Az egyenetlenség két ok miatt következik be: egyrészt nehéz biztosítani ezen anyagok egyenletes kijuttatását, másrészt a javítandó rétegbe való bedolgozását. Különösen a horizontális egyenetlenség lehet nagy, a vertikális különbségek az idő múlásával csökkenhetnek a talajgenetikai folyamatok eredményeként. A két legnagyobb relatív szórású területen, a 4. és 5. számú szőlő terület-

használatú mintavételi helyszíneken a nagy eltérések oka az, hogy helyenként meszezték a talajokat, megszüntetve a hidrolitos aciditást, míg máshol a meszezés hiánya a rejtett savanyúság értékeinek növekedését okozta. Ezekről a területekről 15, illetve 24 mintát gyűjtöttünk be, melyek közül 6-6 minta származott meszezett parcelláról és ez növelte meg a relatív szórás értékeit.

A továbbiakban arra kívánunk rámutatni, hogy milyen hibák adódhatnak a helytelen talajmintavételből és az ezekből nyert eredmények interpretációjából.

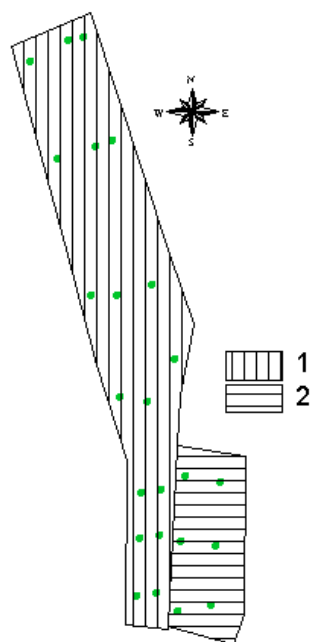
Ha nem elég sűrű a mintavételünk és ezekre az eredményekre alapozva hozunk döntéseket, könnyen alul-, vagy felülbecsülhetjük a valós trágya/műtrágya, vagy meszező-anyag igényt. Ezekben az esetekben átlagmintavétel (Szabolcs, 1966) javasolható, amivel kiküszöbölhető ez a típusú hiba.

Az átlagminták gyűjtéséhez azonban minden tényező szempontjából homogén területeket kell lehatárolnunk, mert különben rossz adatokra alapozva fogunk döntést hozni – úgy, mint a pontmintavétel esetében.

A szántók nagyobb területű homogén egységek, melyek kezelése is homogén, egységes mind a termesztett növények, mind a területen folyó gazdálkodást tekintve. Ezzel szemben a szőlőterületek kezelése nem egységes, mivel két-három soronként más tulajdonos kezében vannak, és az egyes tulajdonosok anyagi lehetőségeiknek megfelelően trágyázzák, meszezik parcelláikat, így a vizsgálatoknál külön kell kezelni az eltérő kezelésben részesült mintákat.

Példánkban (3. táblázat, 9. ábra) a délebbre fekvő (5. számú) szőlőterületet vizsgáltuk meg többféleképpen is. Az egyik parcellán meszezést hajtottak végre, így együtt értékelve a meszezés nélküli mintákkal rossz javítóanyag-mennyiséget számolnánk ki a hidrolitos aciditásra alapozva: 9,4 t/ha. A meszezett területen pedig legfeljebb csak fenntartó meszezésre (mésztrágyázásra) lenne szükség (Buzás *et al.* 1979), kb. 1 t/ha mennyiség mellett, míg a többi területen már 11,5 t/ha meszező anyag szükséges a hidrolitos aciditás közömbösítéséhez. Ez a 2,1 t/ha-os hiba úgy keletkezett, hogy egy alapvetően savanyú terület 24 mintavételi pontjából mindössze 6 db minta származott olyan parcelláról, ahol meszezést hajtottak végre.

Ha nem ismerjük a terület kezelésének múltját, érdemes körültekintően elvégezni a mintavételt, és az



9. ábra. Az 5. számú terület mintavételi pontjai és melioráltsági állapota

●: mintavételi pontok; 1: meszezés nélküli;
2: meszezett területek

átlagminták begyűjtéséhez szükséges homogén területek lehatárolását. Savas kémhatású területen átlagmintavételkor oda kell figyelni a meszező anyag maradványaira, apró mészkiválásokra, vagy célszerű lehet a talajra cseppentett 10%-os sósav használata, mely pezsgésével utal a CaCO_3 jelenlétére.

A szervesanyag-tartalom esetében viszont így sem lehetett csökkenteni az eredmények szórását. Az átlagokat és szórásokat tekintve a különbség akkor sem számottevő, ha a részmintákat egyben, vagy ha külön-külön értékeljük (meszezett/meszezés nélküli területek), a minimum és maximum értékekből viszont láthatjuk, hogy mekkora hibát követhetünk el, ha nem átlagmintákra alapozzuk a talaj szervesanyag-tartalmának az utánpótlását (3. táblázat).

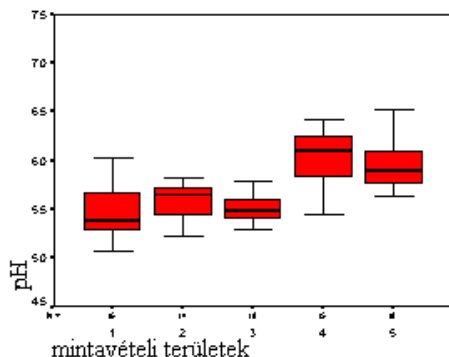
3. táblázat. A szőlőterületről begyűjtött talajminták alapvizsgálatainak statisztikai mutatói

	Együtt				Meszezett				mész nélküli			
	átl.	st. dev.	min	max	átl.	st. dev.	min	max	átl.	st. dev.	min	max
pH	6.04	0.62	5.64	7.59	7.35	0.19	7.07	7.59	5.93	0.23	5.64	6.52
pH(KCl)	5.24	0.71	4.64	6.79	6.55	0.21	6.24	6.79	5.09	0.40	4.64	6.36
HAC ₁	10.1	5.45	1.26	17.6	2.41	1.17	1.26	4.27	12.4	3.91	3.27	17.6
humusz	2.19	0.95	0.95	4.28	1.94	0.96	0.95	2.99	2.26	0.83	1.17	4.28
homok	23.5	3.47	18.9	34.5	24.5	2.42	22.1	28	23.9	3.55	18.9	34.5
iszap	31.1	3.91	27.1	39.6	38.2	1.25	36.7	39.6	30.5	2.45	27.1	37.2
agyag	42.2	4.92	32.8	51.1	37.2	3.38	32.8	39.8	45.5	3.52	35.3	51.1

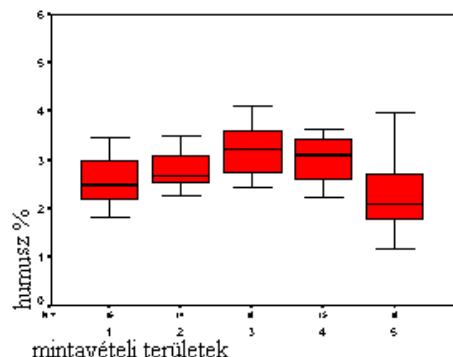
A mechanikai összetétel statisztikai mutatói nem térnek el jelentősen egymástól. Különösen a homokfrakció esetében figyelhető meg az átlagértékek és szórások hasonlósága, de az iszap- és agyagfrakciónál sem nagyok a különbségek.

A szőlő és szántó területhasználatok közötti és a területhasználati egységeken belüli összehasonlítást két tényező, a kisebb relatív szórású pH és a nagyobb térbeli heterogenitású humusz esetében végeztük el. Arra a kérdésre kerestük a választ, hogy az eltérő területhasználat okoz-e különbséget e talajtulajdonságokat tekintve.

A szőlő és szántóterületek kémhatása között a különbség 99,99%-os szinten szignifikáns. Az azonos területhasználatú vizsgálati egységek pH-jának összehasonlításából (10. ábra) kiderül, hogy a szántóterületek között nincs feltűnő szignifikáns különbség. A szőlőterületeknél viszont zavaró tényező a meszezés, melyet ha nem hagyunk ki az összehasonlításból, a különbség is szignifikánssá ($p=0,002$) válik. Az értékelést a meszezett minták kihagyásával végezve el, ez a szignifikáns különbség eltűnik.



1-5: mintavételi területek, elhelyezkedésüket lásd 4. ábra
 10. ábra. A vizsgálati területek pH-értékeinek statisztikai mutatói (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)



11. ábra. A vizsgálati területek humusz-mennyiségének statisztikai mutatói (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

A humusz esetében a szántó és szőlőterületek között a különbség szignifikáns ($p=0,006$). A szántóterületeken nem, de a szőlőterületeken belül szignifikáns különbséget ($p=0,002$) találtunk a vizsgálati egységek között (11. ábra).

A szántók és a szőlők területkezelése tehát azonos talajtípuson is szignifikáns különbségeket hoz létre a talaj pH-ját és szervesanyag-tartalmát tekintve. Az egyes területhasználati módokon belül vizsgált parcellákon a szántón nem jön létre számottevő eltérés e két talajtulajdonságot tekintve, szőlő esetében viszont a több tulajdonos többféle területkezelési gyakorlata miatt igen.

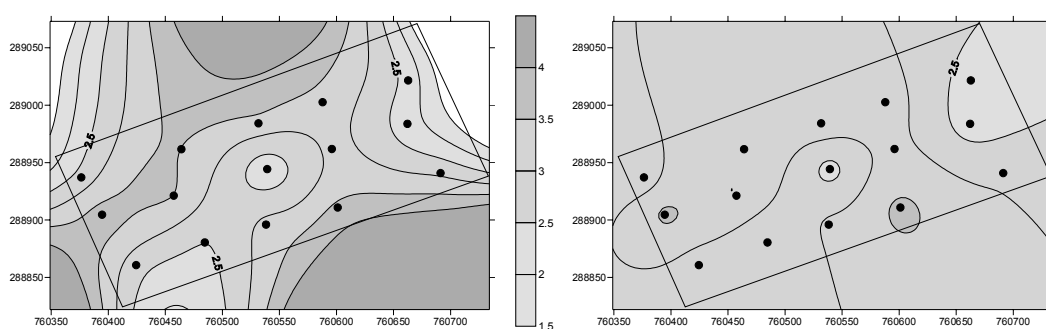
Ezt követően az eredmények ábrázolásánál előforduló hibákra igyekeztünk rámutatni, mely további hibák forrása lehet (például az így nyert térképekre alapozott talajjavítás, vagy trágyázás). Munkánkban a napjainkban elterjedt térinformatikai alapú ábrázolási módszer, a térbeli interpoláció során előforduló problémákat ismertetjük.

Az ábrázoláshoz többféle interpolációs módszer közül választhatunk, melyek eredménye is eltérő lesz egymástól. A 4. táblázatban a különböző interpolációs technikákkal készült kartogramok RMSE értékeit foglaltuk össze. Mind a szerves anyag, mind a pH esetében a minimumgörbület módszer hozta a legpontosabb eredményt.

4. táblázat. A pH és szerves anyag kartogramok RMSE értékei közel szabályos mintavételi háló alkalmazása esetén

Interpolációs technika		RMSE	
		pH	Szerves anyag
Minimumgörbület		0.125	0.191
IDW (power:1)		0.497	0.518
IDW (power:5)		0.661	0.597
Krigelés	Variogram nélkül	0.678	0.626
	Lineáris	0.660	0.517

A 12. és 13. ábrán a szervesanyag-tartalmat ábrázoltuk minimum görbület és krigeléses interpolációval. A hasonlóság szemmel látható, nagyvonalakban mindkét kartogram ugyanazt mutatja. A minimumgörbülettel kapott eredményt az alacsony RMSE értékek ellenére azonban csak fenntartással fogadhatjuk el, mivel csak a szűken vett mintázott területre ad megbízható eredményt, a szélek felé igen torz adatok jelennek meg, olyanok, amelyek előfordulása nem valószínűsíthető (12. ábra). A természettudományi és a környezetvédelmi kutatásokban a szakirodalom a kriging interpolációt javasolja. Eredménytérképünkön (13. ábra) a mintavételi pontok környéke ugyanazt az eredményt adja, mint a minimumgörbület technika, itt azonban az adathiányos részekben kevésbé tolódnak el a becsült adatok értékei. A kriging interpoláció alkalmazásához legalább 50 adatra lenne szükség (Wingle – Poeter, 1999), ami e vizsgálat esetében viszont túl sok lett volna. A nagyobb RMSE érték feltehetően az alacsonyabb mintaszámnak és az ezekre illesztett variogramnak köszönhető.



•: mintavételi pontok; —: a mintavételi terület határa

12. ábra. A vizsgálati egység (No.4.) szervesanyag-tartalmának térbeli eloszlása (%) (minimum curvature)
13. ábra. A vizsgálati egység (No.4.) szervesanyag-tartalmának térbeli eloszlása (%) (krigelés lineáris variogrammal)

A kartogramok vizuális elemzésén túl térbeli statisztikai elemzéssel is összehasonlítást végeztünk. A fedvények térbeli korreláció-vizsgálata alapján megál-

lapíthatjuk, hogy a két kartogram között számottevő különbség van. Ha az egész területet nézzük, a korrelációs együttható 0,52 ($p < 0,05$), ha viszont csak *a szűken vett mintázott területet vizsgáljuk, az $r^2 = 0,64$ ($p < 0,05$), tehát a különbség jelentősen csökken.*

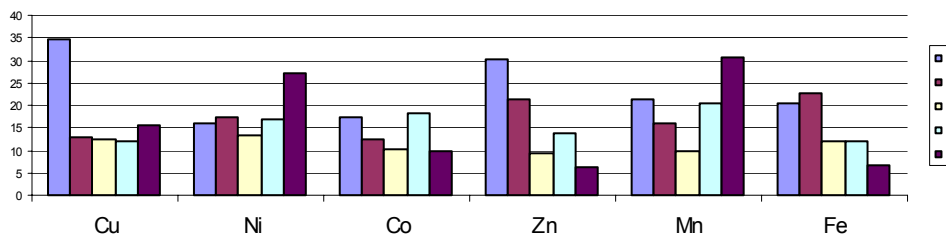
Véleményünk szerint a krigeléses technikával készült térkép az alacsonyabb RMSE értékek ellenére is pontosabb, ugyanis a minimumgörbületnél tapasztalható, a mintavételi területtől már kis távolságra is valószínűtlen interpolált értékek kérdésessé teszik e módszer alkalmazhatóságát.

Bemutatott példánkból látszik, hogy *az eltérő ábrázolási technikákból adódó különbségek jelentősek lehetnek.* Fontos, hogy a legpontosabb módszerrel kapott eredményt se fogadjuk el száz százalékos eredménynek, mert mint láthattuk, még azokon a területeken sem kapunk egyértelmű eredményt, ahol mintavételünk történik. Mindemellett törekedjünk arra, hogy *vizsgálati területünket* próbáljuk lefedni *elegendő számú mintával*, lehetőleg *egyenletes sűrűségben*, így *minimalizálhatjuk az ábrázolási hibát.* Annak eldöntésére, hogy melyik módszer ad pontosabb eredményt, kontrollminták begyűjtésére van szükség.

4.1.2. A talaj-fém tartalom horizontális heterogenitásának vizsgálata

A talajok fém tartalom-eloszlásában szennyeződésektől mentes területeken a mikroheterogenitásnak kisebb a szerepe, de elképzelhető, hogy a mállás során, vagy a szedimentáció miatt a koncentráció helyenként megnőhet. Mezőgazdasági területeken már számolnunk kell a szennyeződések lehetőségével, főként a műtrágyázás, trágyázás, meszezés és vegyszerezés során bevitt nehézfémek miatt. Bár a kezelt parcellák elvileg ugyanannyi hatóanyagot kapnak, a korábbiakban láthattuk, hogy a kijuttatás nem egyenletes, így a kijuttatott fémek koncentrációja is helyről-helyre eltérő lesz, ráerősítve az esetlegesen már meglévő különbségekre, vagy éppen tompítva a szélsőségeket.

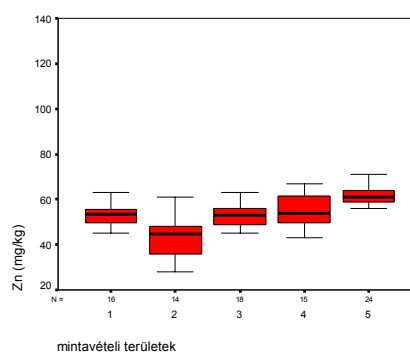
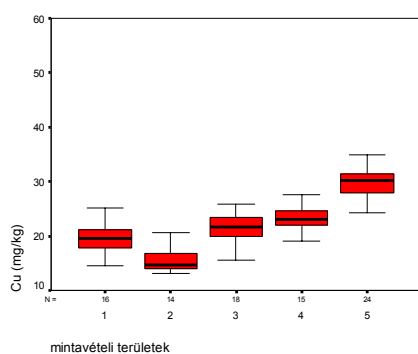
Vizsgálati területeinken *a fém tartalom heterogenitása a relatív szórás alapján az alaptulajdonságokhoz viszonyítva hasonló* (a humusz és a hidrolitos aciditás kivételével), általában 10-20% körüli, de a legnagyobb értékek sem haladják meg a 35%-ot (14. ábra).



14. ábra. A mintaterületek fém tartalmának relatív szórása (1-5: mintavételi területek, elhelyezkedésüket lásd a 4. ábrán)

A területek között az 1. számú szántóterületen vannak kiugró szórásértékei a réznek és a cinknek, az 5. számú szőlőterületen pedig a nikkelnek és a mangán-
nak. Mind a négy fém esetében találunk utalást a szakirodalomban a műtrágyák
ilyen jellegű magasabb elemtartalmára (Alloway, 1995; Kádár, 1998b). A hazai
szuperfoszfát-műtrágyák átlagban 194 mg/kg mangánt, 138 mg/kg rezet, 138
mg/kg cinket és 44 mg/kg nikkelt tartalmaznak, a mészammon-salétrom műtrá-
gyáknak pedig 15-24 mg/kg mangán-, réz- és cinktartalma van (Debreczeni –
Czech, 1991). Az istállótrágya és a meszezőanyagok sem mentesek a fémektől: az
istállótrágya 30-550 mg/kg mangánt, 15-250 mg/kg cinket, a meszezőanyagok
pedig 40-1200 mg/kg mangánt, 10-450 mg/kg cinket, 2-125 mg/kg rezet és 10-20
mg/kg nikkelt tartalmazhatnak (Kabata-Pendias – Pendias, 1984). A nagyobb rela-
tív szórás értékei, vagyis a heterogenitás tehát részben az eltérő területkezeléssel,
másképp pedig a már meglévő különbségek és a mintavétel, illetve a feldolgozás
hibaival magyarázhatók.

Az összehasonlítást területhasználati típusonként a fémkoncentrációk ese-
tében is elvégeztük. Szignifikáns eltérést találtunk a szántó- és szőlőterületek kö-
zött a réz (15. ábra), a kobalt, a cink (16. ábra) és a mangán esetében.



1-5: mintavételi területek, elhelyezkedésüket a 4. ábrán mutatjuk be

15. ábra. A vizsgálati területek rézkon-
centrációinak statisztikai mutatói
(medián, félkvartilis terjedelem,
minimum, maximum)

16. ábra. A vizsgálati területek cink-
koncentrációinak statisztikai mu-
tatói (medián, félkvartilis terjede-
lem, minimum, maximum)

A három szántóterület szignifikáns különbséget mutatott a réz, a nikkel és a
cink, a két szőlőterület viszont csak a réz esetében. Az 5. számú szőlőterületen al-
kalmazott meszezés nem hozott létre számottevő különbséget a fémtartalmakban,
az eltérés egyik vizsgált fémnél sem szignifikáns.

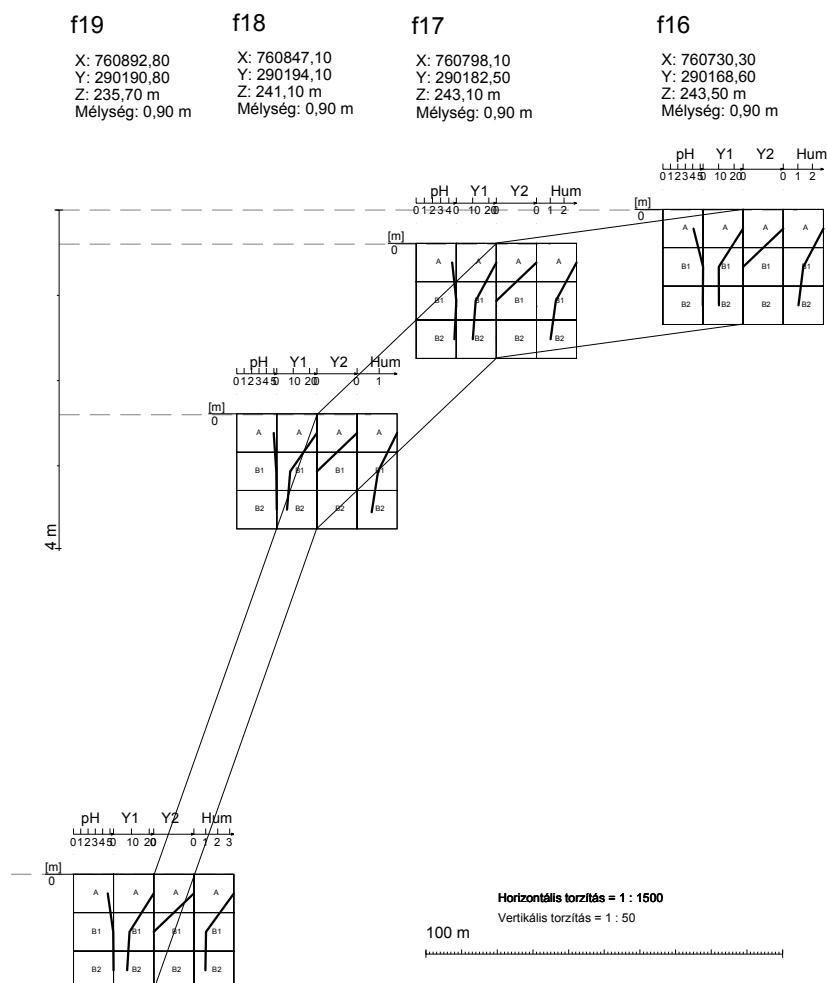
A rézkoncentrációk különbségét a szőlőterületeken feltehetően a réz-
szulfát-kezelés okozza, viszont jól látható, hogy ez csak az 5. számú területnél je-
lent ténylegesen nagyobb mennyiséget. Ennek oka részben hasonló, mint a szőlőte-
rületek meszezése: az eltérő anyagi háttérrel rendelkező gazdák eltérő kezeléseket
végeznek.

A szántóterületek esetében szembeűnő a 2. számű terület alacsonyabb rűz- és cinktartalma, mely a lepusztulással magyarázható, vagyis azzal, hogy a Kerek-hegy pusztuló részén elhelyezkedő mintavételi terület talaja helyenként erősen erodált. *A finomabb szemcsűzettségű erodálódó feltalajjal a rűztartalom is lecsökken*, amit az agyagtartalommal mutatott szignifikáns korrelációja ($r=0,646$; $p<0,01$) is alátámaszt. A rűz organofil elem, kötődik a szerves anyaghoz is, melyet a humuszminőséggel mutatott pozitív korrelációja is igazol ($r=0,45$; $p<0,01$). A cink esetében a korreláció nem túl erős, $r=0,494$ ($p<0,01$), viszont a többváltozós regresszió-analízis (forward stepwise modell) eredménye alapján *a 0,002-0,001 mm frakciótartomány a koncentrációt leginkább meghatározó tényező*. A két fűm agyagtartalomtól való függésére számos szakirodalomban találhatunk utalást (Alloway, 1995; Stefanovits et al. 1999). Az intenzív lepusztulást ezen a területen a lefolyással kapcsolatban végzett vizsgálataink igazolják (4.2.3. fejezet).

4.1.3. A talajok vertikális heterogenitásának vizsgálata

A szántókon feltárt fűrűsszelvények elemzése alapján megállapíthatjuk, hogy a szerves anyag mennyisége a mélyebb rétegek felé fokozatosan csökken. A korábbiakban ismertetett területi heterogenitás és a folyamatos trágyázás miatt nem tudtunk összefűggést kimutatni a szervesanyag-tartalom és a relatív domborzati helyzet között. A lepusztító folyamatok hatása nem követhető nyomon, mert a rendszeres trágyázás torzítja a feltételezhető eredményeket. Eredményeink szerint – a vizsgált katénák esetében – megállapíthatjuk, hogy *a lejtők alja felé haladva nem nő számottevően a humuszos réteg vastagsága*. Ez arra utalhat, hogy *nem történik számottevő lepusztulás a felsőbb térszínekről, vagy a szerves anyag gyors lebomlása miatt a folyamat ezzel a módszerrel nem mutatható ki*.

A savanyúság vizsgálata azt mutatja, hogy *a pH a mélyebb szintek felé növekszik*, mely mellett arányosan a hidrolitos aciditás csökkenése és a helyenként megjelenő kicserélődési aciditás megszűnése figyelhető meg (17. ábra). Mindebből arra következtethetűnk, hogy itt a *talajképző kőzet meszes jellege érezteti hatását*. Az alacsonyabb térszínek felé a pH lassú emelkedése figyelhető meg – különösen az alsóbb rétegekben – a kilűzés erősödésének függvényében.

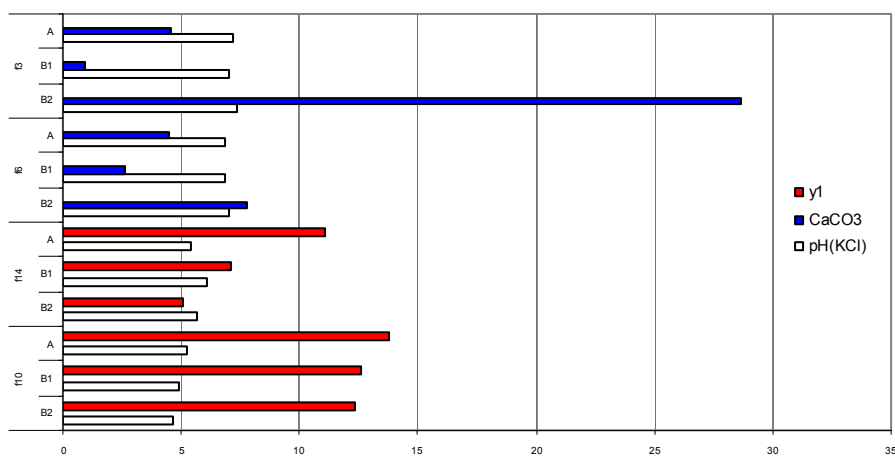


17. ábra. A szántóterületen kialakított 2. sz. katéna 4 fúrásponyjának talajtulajdon-ságai és térbeli helyzete

A szőlő esetében a szántókhoz hasonlóan a szervesanyag-tartalom lassú csökkenése figyelhető meg a mélyebb szintekben.

A kémhatás a talajképző kőzetnek és a meszezésnek megfelelően alakult: azoknál a fúrásoknál, ahol a szántott rétegben karbonátot tudunk kimutatni, feltételezhetjük, hogy meszezésre került sor, savanyú kémhatás esetén pedig azt, hogy huzamosabb ideje meszezés nem történt. (A meszező anyagként alkalmazott CaCO_3 -zúzalék oldódása lassú, helyenként szemmel látható a fel nem oldódott törmelék. A laboratóriumi vizsgálat során az apró meszes részeket nem lehet szétválasztani a talajtól, így bár a talaj nem karbonátos, több-kevesebb karbonátot mutat ki a vizsgálat. Ez az idő múlásával feloldódik, lecsökken és további meszezés hiányában megszűnik.). Az alsóbb rétegek kémhatása a talajképző kőzet savanyú, vagy lúgos jellege mellett azt is mutatta, hogy a felszínre kijuttatott mész milyen mélyre mosódott be. Azokon a területeken, ahol a talajképző kőzet meszes és me-

szezést is végrehajtottak, a CaCO_3 -tartalom az A szintben magasabb, a B_1 szintben lecsökken és a B_2 szintben ismét magasabb lesz (18. ábra – f3 és f6 szelvény). Ahol nem volt meszezés, de meszes a talajképző kőzet, a pH lassan nő, a hidrolitos aciditás pedig lassan csökken a B_2 szint felé (18. ábra – f14 szelvény). A savanyú rioliton képződött barnaföldön kialakított parcellákon a talaj kémhatása a kilúgzási viszonyoknak és a meszezéstől eltelt időnek megfelelően fokozatosan csökken (18. ábra – f10 szelvény).



18. ábra. A szőlőterületek néhány jellemző szelvényének pH-és mészállapota

A vizsgálatok alapján láthatjuk, hogy a szőlő és szántóterületek kezelése miatt horizontálisan jelentős eltérés alakul ki ugyanazon talajtípus talajtulajdonságaiban a kémhatást, rejtett savanyúságot és a szervesanyag-tartalmat tekintve. Ez a különbség a vizsgálati területen folyó gazdálkodás során alkalmazott kezelések alapvetően savanyító jellege miatt vertikálisan eltűnik. A műtrágyázás, a kilúgzás, valamint a növények kalcium-felvétele következtében a talaj felső, kb. 40 cm-es rétegének bázistelítettsége lassan lecsökken és a talaj elsavanyodik. A meszezés, vagy ennek hiánya, valamint a talajképző kőzet savanyú, vagy meszes jellege mindkét területhasználati típus esetében hasonló profilokat alakít ki.

A réz, a kobalt, a cink és a mangán eltérő koncentrációja a szántón és a szőlőn szintén az egyes területek kezelésével magyarázható, vagyis a trágyázással, műtrágyázással, meszezéssel és vegyszerezéssel.

A termés hozam biztosítása és a környezet védelme érdekében érdemes figyelembe venni a talajok területi változatosságát már a tervezési fázisban, a mintavételnél, a térképi megjelenítésnél, valamint a melioráció kivitelezésekor. Ennek figyelmen kívül hagyásával helyenként túl sok, vagy túl kevés javítóanyagot, illetve szerves/műtrágyát használunk, melynek következményeként nem érjük el a kívánt eredményt, vagy a többlettel módosítjuk a környezeti rendszer működését.

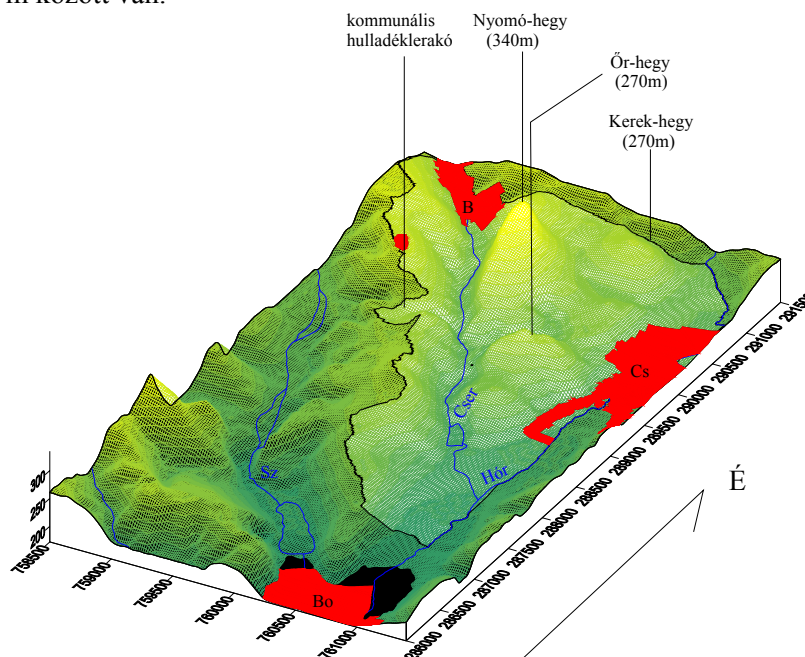
Minél inkább biztosítani tudjuk a bevezetőben megfogalmazott *minimális input alapelvét* (Tianhong et al. 2003), annál biztosabban meg tudjuk tartani termőföldünket olyan állapotban, hogy meg tudjon felelni elvárásainknak. A megoldást a *biotermesztés* és a jelenleg még nem túl elterjedt *precíziós mezőgazdaság* jelentheti, melynek keretében terméshozamtérképekre, vagy műholdfelvételekre alapozott, talajmintavételre épülő tápanyag-utánpótlási rendszert valósítanak meg a tényleges szükségletnek megfelelően (Auernhammer, 2001; Tamás, 2001; Várallyay, 2003).

4.2. Talaj-, domborzat és csapadékviszonyok funkciói egy hidrológiai modellben

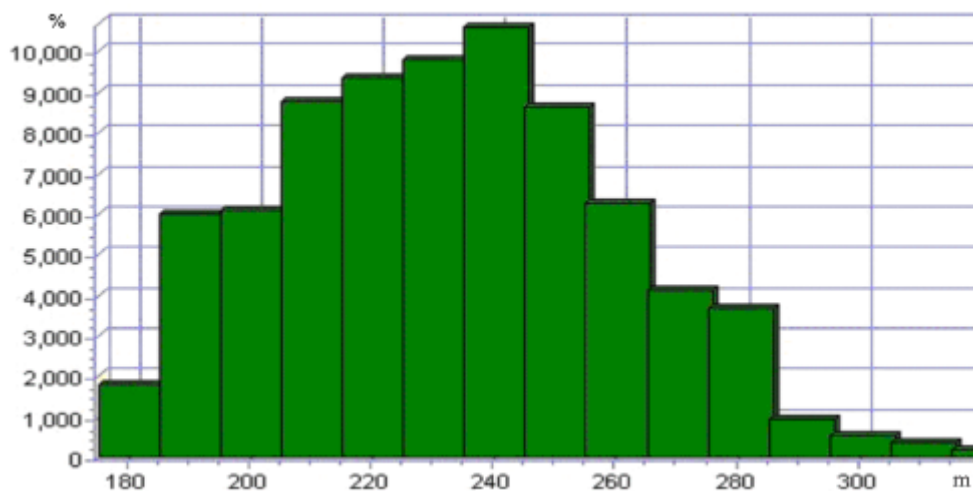
4.2.1. A digitális magasságmodell

Magasságmodellünkön (19. ábra) mutatjuk be mintaterületünk domborzati viszonyait. Célunk nem a háromdimenziós ábra, hanem a lekérdezhetőség biztosítása és digitalizált adatokból levezethető derivátumok (lejtősség) (Lóczy, 2002) előállítása volt.

A domborzat elemzésének első lépéseként elkészítettük a magassági értékek hisztogramját (20. ábra), amelyből látszik, hogy a terület legnagyobb része 190 és 260 m között van.



19. ábra. A mintaterület digitális magasságmodellje (B=Bükkzsérc; Bo=Bogács; Cs=Cserépfalu; Hór=Hór-patak; Cser=Cseresznyés-patak; Sz=Szoros-patak)



20. ábra. A mintaterület digitális terepmodelljének hisztogramja

A legmagasabb és a legalacsonyabb régió aránya kicsi. A terület északról lejt dél felé, legkisebb a magasság a Hór-patak völgyében. A *legmagasabb régió e terület esetében a legnagyobb lejtésű régiót is jelenti egyben*, a lejtés és a tengerszint feletti magasság között a korrelációs együttható értéke 0,66 (95%-os szignifikancia szinten).

A lejtők 9,7%-ban északi, 52,7%-ban keleti, 25%-ban déli és 12,6%-ban nyugati kitettségűek. A lejtőhajlást tekintve a terület 26,76%-a 0-5°; 39,65%-a 5-12°; 16,89%-a 12-17°; 9,74%-a 17-25° és 6,96%-a 25° feletti.

Ezen kívül *szignifikáns kapcsolatot a tengerszint feletti magasság és a humuszos réteg vastagsága között találtunk*: a korrelációs együttható $r = -0,844$, a szignifikancia szint 95%. Mintaterületünket tekintve ez igaz, mivel a magasabb régiók egyben a legnagyobb lejtésű régiók is, ahol az erózió következtében vékonyabb a talajtakaró.

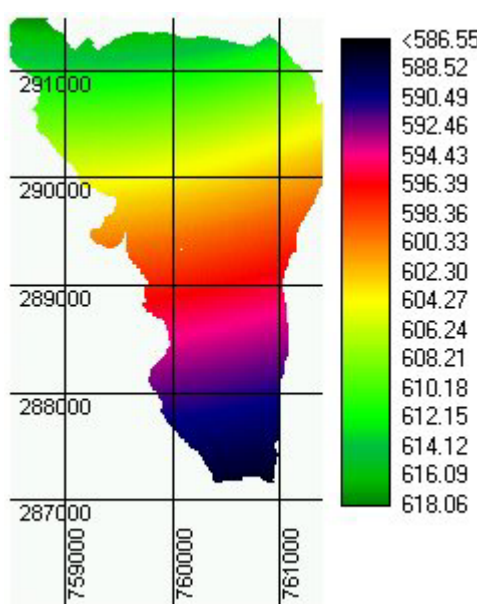
4.2.2. A csapadék értékelése

A keresztvalidációs vizsgálat (cross validation, leaving-one-out módszer) eredményeképpen megállapítottuk, hogy a hidrometeorológiában gyakran használatos *krigelés* (Stelczer, 2000) *adja a legpontosabb eredményt*, mely ebben az esetben (a variogram-illesztésnek megfelelően) logaritmikus krigelést jelentett.

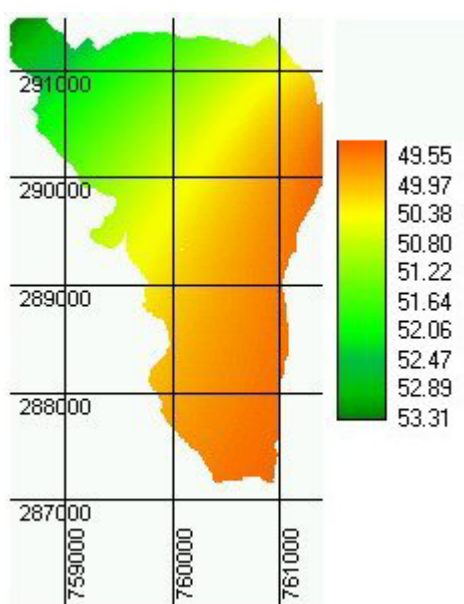
A mintaterület sokéves csapadékatlaga 602 mm. Bogácstól észak felé, a Középső-Bükk magasabb hegyei irányában 585 mm-ről Bükkzsércnél már 618 mm-re emelkedik (21. ábra). A vizsgált terület kiterjedése kicsi, emellett a kiemelkedések sem túlságosan jelentősek (19. ábra), ezért nincsenek nagy különbségek az átlagos csapadéértékek esetében.

Hasonló térbeli mintázottságot kapunk, ha a csapadékmaximumok különböző valószínűségeken bekövetkező értékeit vizsgáljuk (22. ábra). November hónap kivételével minden esetben a makrodomborzat által kiváltott többletschapadékot figyelhetjük meg.

Megvizsgáltuk az egynapos csapadékmaximumok időbeli eloszlását is. A legnagyobb értékeket júniusban, illetve augusztusban tapasztaltuk. A júniusi nagy értékek a Medárd napi esőzésekkel hozhatók kapcsolatba, melyek a nyár elején felélénkülő ciklontevékenység miatt alakulnak ki, de emellett – főként augusztusban – az erős felmelegedés hatására kialakuló helyi záporok, zivatarok is szerepet játszanak (Martonné, 2000).



21. ábra A mintaterület sokéves csapadékátlag térképe (mm)



22. ábra A mintaterület 5%-os valószínűségű 1 napos csapadékmaximuma (mm)

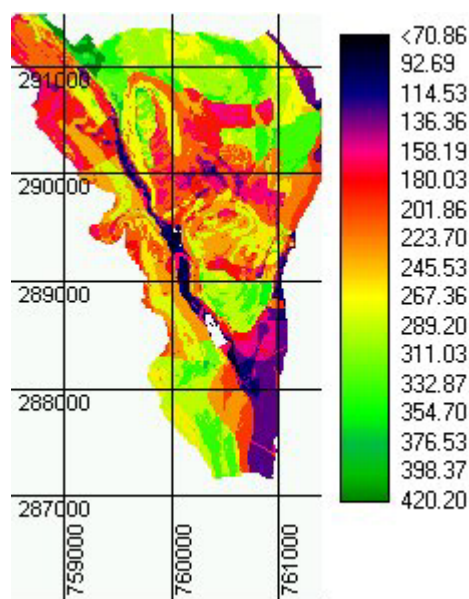
A csapadékátlagot és az 1 napos csapadékmaximumot, mint függő változókat regresszió-analízisnek vetettük alá több független változó bevonásával. Az IDRISI-vel végzett elemzés szerint a csapadékátlag és domborzat esetében a determinációs koefficiens 0,72 (95 %); az 1 napos csapadékmaximum és domborzat esetében pedig 0,76 (95 %), ami viszonylag szoros kapcsolatot tételez fel a magasságváltozással. Az SPSS-szel végzett vizsgálataink szerint a korrelációs együttható értéke a tengerszint feletti magassággal $r=0,868$, 95%-os szignifikancia szinten. A különböző kitétségű és hajlásszögű lejtőkkel nem találtunk értékelhető kapcsolatot, ami alátámasztotta a vizuális elemzés során tett megállapításunkat.

4.2.3. A lefolyás értékelése

A lefolyás átlaga 235 mm, ami önmagában nem sokat mond a lefolyásviszonyokról, mivel e tekintetben meglehetősen mozaikos a terület (23. ábra). A lefolyás értékei 71 és 420 mm/év között ingadoznak.

Szembetűnő, hogy a lefolyás a terület északkeleti részén (egy szántóterületen) éri el a legnagyobb értékeket, ahol a lejtés nem túl nagy, de a talaj vízáteresztő-képessége alacsony, és az ott termesztett búza, árpa, napraforgó, stb. az év jelentős részében nem játszik jelentős szerepet a víz visszatartásában, mélyebb szintekbe vezetésében. Ezen a részen igen kötött Ramann-féle barna erdőtalajt találunk, viszonylag magas agyagtartalommal.

Nagy lefolyási értékekkel találkozunk a két kiemelkedő csúcs (Nyomó-hegy és Őr-hegy) meredek lejtőin, valamint a Szoros- és Cseresznyés-patak közti völgyközi hát meredekebb részein. E területeken is előfordulhat kisebb lefolyás, főként ott, ahol dúsabb a vegetáció.



23. ábra A mintaterület lefolyásviszonyai (mm/év)

Érthető módon a legalacsonyabb értékek a kis lejtésű patak völgyekben a laza, alluviális üledékeken tapasztalhatók, ahol a beszivárgás lehetősége adott.

A napi fajlagos lefolyást tekintve a térkép térbeli mintázatában lényegileg nem különbözik a sokéves fajlagos lefolyás térképétől, a már korábban tárgyalt okok miatt (vö. 4.2.2. fejezet). Értékét tekintve persze a különbség lényeges: 6-36 mm között ingadozik és az átlagérték 19 mm. A sokéves lefolyás maximumainál említett területek lesznek itt is a legmagasabb értékkel rendelkező részek. Ezek a területek a legveszélyeztetettebbek az erózió által, mivel a heves, hirtelen lezúduló csapadékokból származó víz itt éri el a legnagyobb sebességet a lejtés, a gyér nö-

vényszeret és a rossz vízáteresztésű talajok miatt. Ha ezek a területek hosszú lejtőkön helyezkednek el, lefelé haladva a víz nagyobb mennyiségű lesz, nagyobb sebességet ér el, és még inkább erodálni fogja a talajt. Az északkeleti részen lévő szántó esetében az erózióveszélyeztetettség kisebb a kis lejtőhajlás és az erősen kötött talaj miatt. Az 1999. nyarán hullott nagy mennyiségű csapadék a területen sok helyen óriási károkat okozott, de ezen a területen kisebb eróziós barázdáktól eltekintve nem alakított ki nagyobb formákat. A vonalas erózió tekintetében a legnagyobb problémák ott jelentkeznek, ahol valamilyen *lineáris antropogén elem* (legtöbbször földút) keresztezi a víz útját. *Az addig areálisan mozgó víz keréknyomban, vagy az út mellett kerül levezetésre, és a vízgyűjtő nagyságától, a lejtőhajlástól és a lejtőhossztól függően kisebb-nagyobb eróziós barázdákat, eróziós árkokat alakít ki.*

A lefolyás esetében szignifikáns kapcsolatot csak az évi csapadék mennyiségével kaptunk, de itt hangsúlyoznunk kell, hogy bár a megállapítás igaz, a szoros kapcsolat részben annak köszönhető, hogy a változó kiszámításának egyik eleme a csapadék.

Az, hogy a lefolyás nem korrelál a várakozásoknak megfelelően a vizsgálatba bevont változókkal, részben annak is köszönhető, hogy ez egy általánosított térkép. A lefolyás időbeli alakulása nem egyenletes: függ a csapadék időtartamától, mennyiségétől, a talaj nedvességi állapotától és nem utolsósorban formájától (eső, hó). Például egy többnapos csendes eső más hatást fejt ki, mint egy hirtelen nyári zápor; egy vízkapacitásig telített talajra hulló csapadék nagyobb hányada folyik le, mint egy B szintig kiszáradt talaj esetében. A hóval kapcsolatban elég, ha *Boros – Borosné* (1988) cikkére gondolunk: évről évre eltérő mennyiségű csapadék hullik hó formájában és az olvadás időpontja, hossza is kérdéses, ennek megfelelően azt sem tudjuk megmondani, hogy mikor és milyen mennyiségben jelentkezik a tavaszi hóolvadásból származó víztöbblet. Az említett cikk tanulsága szerint csapadékos tél után ebben az időszakban játszódik le az egész éves erózió fele.

4.2.4. A párolgás és az ariditási tényező

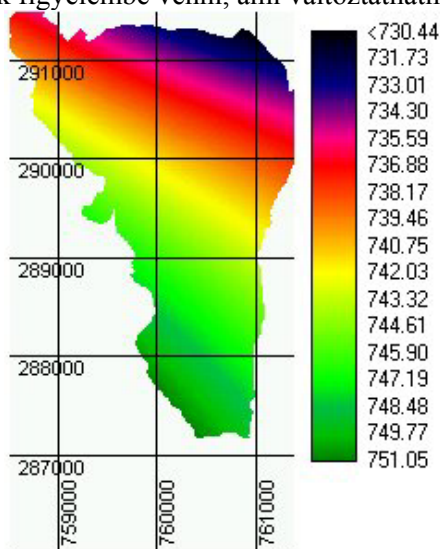
A potenciális evapotranszspiráció nagy értékeket ér el, mivel *a terület éghajlata átmeneti a környező hegység és alföld éghajlata között, adottságai alig térnek el az Alföldétől.* Mint arra, már utaltunk a viszonylagos szárazság a Bükk-hegység árnyékoló hatásának tudható be (24. ábra). Ha meg tudnánk határozni a tényleges evapotranszspirációt, pontosabb képet kaphatnánk a párolgásviszonyokról, hiszen a csapadéértékekből is látszik, hogy folyamatos vízutánpótlásról nemigen beszélhetünk ezen a területen. A három mérőállomás adataiból interpolált térképtől persze nem várhatunk nagyon változatos képet, inkább csak annyit tudunk megállapítani, hogy a párolgás mértékében északkelet felé enyhén csökkenő tendencia figyelhető meg: 751 mm-ről 730 mm-re csökken.

A Budiko-féle ariditási index térképének térbeli mintázata hasonló a párolgás térképéhez, mivel mind a csapadékot, mind a párolgást tekintve ugyanaz a tendencia érvényesül: *észak felé lassú változás* (növekedés, illetve csökkenés). Értéke 1,19 és 1,28 között változik, az átlag 1,23.

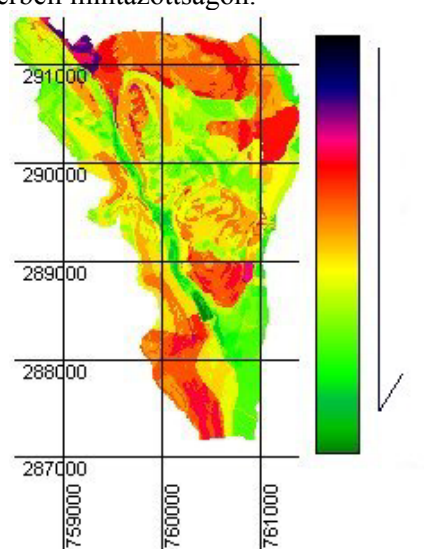
4.2.5. A beszivárgás értékelése

A meglévő adatok alapján nem tudunk messzemenő következtetéseket levonni az *Anyag és módszer c. fejezetben* (3.3) említett okok miatt. Annyi azonban mindenképpen megállapítható, hogy ahol nagy a lefolyt víz mennyisége, ott kisebb az esély a beszivárgásra is (25. ábra). Ahol kevesebb víz folyik le, nagyobb esély van a beszivárgásra. Sajátos azon területek helyzete, ahol *hipodermális lefolyás* következik be: a lefolyás értékei viszonylag nagyok, emellett azonban a kilúgzás szempontjából jelentős felszín alatti vízmozgás is végbemegy. A beszivárgás jellemzéséhez ezért mindkét térképet fel kellett használnunk.

A legnagyobb esély a beszivárgásra a patak völgyek laza allúviumain, a Nyomó-hegy és Ór-hegy közötti völgyben és a Nyomó-hegy és Kerek-hegy közötti deráziós völgyben (dellében) van. Ez utóbbit az is alátámasztja, hogy itt a víz areálisan mozog a völgy alja felé, és a lefolyás értékeit tekintve ez nem is kis mennyiséget jelent. Az, hogy vonalas erózió nyoma nem található a völgy alján, azt jelenti, hogy nem gyűlik össze a felszínen annyi víz, ami ezt kiválthatná, tehát a víznek el kell párolognia, illetve be kell szivárognia a talajba. *Elvileg itt számíthatunk a legnagyobb kilúgzásra, ennek következtében alacsonyabb pH-értékekre, amit azonban a kilúgzás mellett több más tényező is befolyásol, ezért nem találtunk szoros kapcsolatot a két változó között.* Emellett azt is számításba kell vennünk, hogy ezek az értékek nem a valós beszivárgás értékei, hiszen a párolgást nem tudjuk figyelembe venni, ami változtathatna a térbeli mintázottságon.



24. ábra A mintaterület potenciális evapotranszpiráció térképe (mm/év)



25. ábra A mintaterület beszivárgás térképe (a nyíl irányában erősödő mértékben)

4.2.6. A talajtulajdonságok és a víz kapcsolatának vizsgálata

A továbbiakban azt vizsgáltuk, hogy a talaj egyes tulajdonságai – leginkább azok a tulajdonságok, amelyek összefüggnek a környezet elsavanyodásával – milyen összefüggésben vannak a csapadék, a lefolyás, a párolgás és beszivárgás értékeivel.

Az átlagos éves lefolyás esetében több elemmel találtunk 0,5-nél nagyobb korrelációt. *0,65 a korrelációs együttható a tengerszint feletti magassággal, és 0,56 a pufferkapacitással.* Eszerint, ahol nagyobb a lefolyás, ott nagyobb pufferkapacitás-értékekkel kellene találkozunk. A kapcsolat szorossága nem erős, tehát nem is ez lesz a meghatározó az említett változók területi megoszlásában.

Az *egynapos lefolyás* esetében valamivel *erősebb kapcsolatot találtunk a tengerszint feletti magassággal ($r=0,67$) és a pufferkapacitással ($r=0,59$)*, amelyek az előzőekben megállapítottakat nem módosítják.

A beszivárgás értékei negatív korrelációt mutatnak a legtöbb vizsgálatba bevont paraméterrel. *-0,55 a korrelációs együttható a tengerszint feletti magassággal, ami arra utal, hogy minél magasabb régiókat vizsgálunk, annál kisebb beszivárgási értékekre számíthatunk.* Ez a megállapítás mintaterületünkön általában meg is állja a helyét: a magasabb régiók meredeksége nagyobb, így az üledékek vastagsága is kevesebb, tehát az esély is kisebb a beszivárgásra. Ezt még tovább erősíti a Nyomó-hegy meredekebb részein 2 évvel ezelőtt végrehajtott tarvágás.

-0,533 a korrelációs együttható a pufferkapacitás és a beszivárgás között. A gyenge kapcsolat annyit azért jelez, hogy általában *minél nagyobb a beszivárgás mértéke, annál kisebb a pufferkapacitás.* Ezt a szakirodalom is alátámasztja (Filep Gy. 1999b; Stefanovits et al., 1999). A pufferkapacításra sok más tényező is hatással van (pl. CaCO_3 -tartalom), amelyek közvetlenebb kapcsolatban állnak vele, emellett nem szabad megfeledkeznünk arról sem, hogy nem valós beszivárgás értékekkel dolgoztunk.

A párolgás és a pH közötti kapcsolat szoros, a korrelációs együttható $r=0,741$, 99%-os szignifikancia szinten. Ez azzal magyarázható, hogy *a nagyobb párolgás következtében kevesebb víz fog beszivárogni, kisebb lesz a kilúgzás, így magasabb marad a pH-érték.*

Munkánk során gyakran találkozhatunk olyan feladattal, amikor jellemeznünk kell egy terület vízháztartási viszonyait, és nem feltétlenül lehet lehatárolni még részvízgyűjtőt sem a kis kiterjedés miatt. Emellett a rendelkezésre álló adatok szűkössége is problémát jelenthet, illetve kompromisszumokra kényszeríthet minket. Mintaterületünk kis mérete miatt behatárolt volt a szoba jöhető csapadékmérő állomások, és megfelelően hosszú hőmérsékleti adatsorral rendelkező OMSZ mérőállomások száma, így a kapott eredmény térbeli mintázottsága sem lett változatos. Ennek ellenére, mint láthattuk, *néhány esetben szoros kapcsolatot találtunk a vízháztartás, a domborzat és a talajtulajdonságok között*, ami azt mutatja, hogy a kapott eredménynek valóságos összefüggéseket tükröznek.

A területre hulló csapadék nem sokkal több, mint a közeli alföldi területeken, és a párolgásviszonyok sem kifejezetten mutatják azt, hogy ez már a Bükk-

hegység része. A lehullott csapadék az év két időszakában okozhat problémákat: először a *tavaszi hóolvadáskor, majd a nyári záporok, zivatarok alkalmával*.

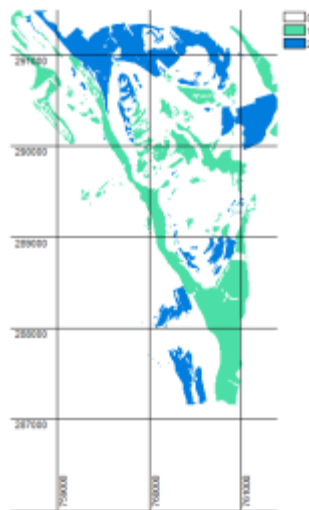
A hóolvadás előbb a déli és nyugati lejtőkön következik be, majd az idő melegebbé válásával ez kiterjed a keleti és északi lejtőkre is. Ez utóbbiak veszélyeztetettebbek, mert itt rövidebb idő alatt olvad el ugyanaz a hómennyiség, ami a déli és nyugati lejtőkön napról napra, időben elosztva olvad el. E folyamat leginkább a Cseresznyés-patak völgyének keleti lejtőjét és a Nyomó-hegy keleti és északi oldalát érinti.

A nyári zivatarok azokon a területeken okoznak károkat, ahol nagy a lejtés és gyér a talaj növényzeti fedettsége. Ilyenek például a Nyomó-hegy keleti oldalán található zárt kertek, ahol nem megoldható a keskeny parcellák miatt a szintvonal menti művelés. A hegyoldalban kialakított nadrágszíjparcellák lényege éppen abban van, hogy mindenkinek egyformán jusson a lejtő kedvező, illetve kedvezőtlen szakaszaiból, ami éppen az optimális területhasználat ellen hat.

Az erózióvédelem szempontjából a legfontosabb az lenne, hogy a *patak-völgyek lejtőinek inflexiós sávjában talajvédő erdősávokat* hozzanak létre (Thyll, 1997). Ezen jelenleg többnyire szántóföldi művelés folyik, és itt a legnagyobb az erózió veszélye is. Ezen erdősávok emellett *ökológiai folyosó és élőhely funkciót* is betölthetnének az egyes erdős-sztyepei élőlények számára, amelyek az egyhangú szántóföldeken nem találhatnak megfelelő bújó, telelő, vagy fészkelőhelyet az állandó bolygatottság miatt. Az itt megtelepedő rovarrevő és ragadozó madarak pedig szerepet játszhatnak a túl nagy mennyiségű peszticid-felhasználás csökkentésében. Sajnos, a jelenlegi gyakorlat éppen ezzel ellentétes: a Nyomó-hegy meredek lejtőin tarra vágják az erdőt, kedvező feltételeket teremtve a lepusztulási folyamatoknak.

Összefoglalásként a 26. ábrán bemutatjuk azokat a területeket, ahol a beszivárgás dominanciája miatt fokozottabb kilúgzással, illetve a nagy lefolyási hányad miatt erózióveszéllyel számolhatunk. A kilúgzás tényét a szántóterületeken létesített fűrasszelvények mintái is igazolják (4.1.3. fejezet).

A nagy lefolyási hányadú mezőgazdasági területekről származó vegyszer-maradékoktól és a kimosódó nitrogénműtrágyától a felszíni vizek szennyeződnek el, míg a beszivárgás a talajvíz minőségét rontja. A lefolyás szempontjából legveszélyeztetettebb a mintaterület északkeleti része, ezen belül is a Kerek-hegy. A Kerek-hegy és Nyomó-hegy közötti dellében viszont éppen ezeknek a lehordódott anyagoknak a feldúsulása, illetve beszivárgása várható. Harrod (1994) a Cornwall-félszigeten 2-5-szörös aldrin és dieldrin feldú-



26. ábra. A mintaterület fokozott beszivárgású (1) és lefolyású részei (2)

szont éppen ezeknek a lehordódott anyagoknak a feldúsulása, illetve beszivárgása várható. Harrod (1994) a Cornwall-félszigeten 2-5-szörös aldrin és dieldrin feldú-

sulást mutatott ki az akkumulálódott anyagban az eróziómentes térszínekhez képest.

Itt a legfontosabb dolog a vegyszerezés minimálisra szorítása és a műtrágyázási időpontok helyes megválasztása. *Kolozsváriné* (1995) vizsgálatai szerint Bükkzsérc és Cserépfalu talajvízkútjainak minősége csecsemők általi fogyasztására alkalmatlan, és a nitrát-koncentráció változása összefüggésben van a nagyüzemi táblák elhelyezkedésével (valamint a szigeteletlen házi derítögödrökből elszivárgó szennyvízzel). Emellett egyéb kimosódó vegyszermaradékokat talált Cserépfalu kútjainak vizében, amely alátámasztja megállapításunkat.

Elemzéseink alapján megállapítottuk, hogy *bár sok esetben az adathiány miatt nem tudtunk olyan módszereket alkalmazni, amelyek pontos eredményt adtak volna, mégis le tudtuk határolni azokat a területeket, ahol nagyobb lefolyással, illetve beszivárgással számolhatunk.* A korrelációs kapcsolat a pH, a pufferkapacitás, stb. és a vízháztartási egyenlet elemei között megfelelő, hiszen a víz elsősorban nem meghatározza, hanem csak alakítja a talajtulajdonságokat.

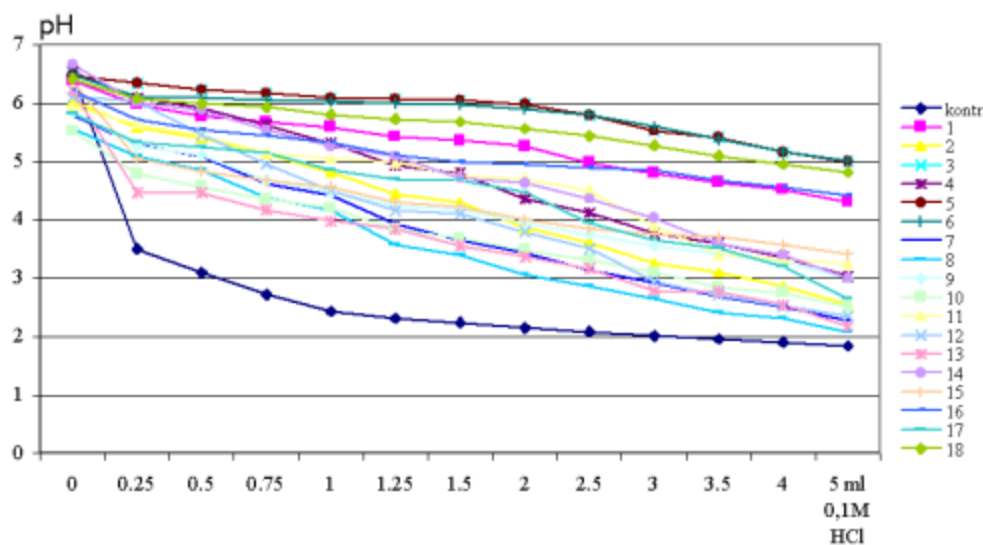
Az eredmények alapján meghatároztuk a talajerózió által veszélyeztetett területeket és azokat a területeket, ahol a mezőgazdasági művelésből származó vegyszerek és a műtrágyázás okozhatnak problémákat.

4.3. A talajok pufferkapacitását meghatározó tényezők vizsgálatának eredményei

A mintaterületről begyűjtött minták pH-ja átlagosan 5,84, a módusz pedig 5,37. A területhasználati kategóriákat szétválasztva a kissé módosulnak az értékek: a szántóterületeken az átlag 5,55, a módusz változatlanul 5,37, a szőlőterületek talajmintáinak pH-jának átlaga 6,19, módusza pedig 5,89. Ez megfelel a horizontális heterogenitás vizsgálatánál tapasztaltaknak, vagyis annak, hogy *az eltérő területkezelés a kémhatásban is különbségeket okoz.*

A pufferkapacitás vizsgálatához titrálási görbéket vettünk fel, melyekhez előbb 13 ponton mértük meg a pH-t. A 27. ábrán azokat a titrálási görbéket mutatjuk be, melyek segítségével csökkentettük a méréseink számát.

A legfontosabb a görbe kezdeti szakasza, ahol a pH-csökkenés a legnagyobb, ezért megtartottuk a 0,25 és 0,5 ml mérési pontokat, a 0,75 ml-es, az 1,25 ml-es mérési pontok viszont nem hordoztak jelentős többlet információt, mint ahogyan a 3-3,5-4 ml-es pontok sem, ezért a továbbiakban kihagytuk őket. Így a továbbiakban a titrálási görbék meghatározásához nyolc ponton mértük meg a pH-t, és ezeket használtuk fel a savanyodás-érzékenység jellemzéséhez.



27. ábra. A talajminták titrálási görbéi 13 mérési pont alapján

A korreláció-vizsgálat eredményét az 5. táblázatban foglaltuk össze. A pufferkapacitással szoros, szignifikáns összefüggés a pH-val, a hidrolitos aciditással, a CaCO_3 -tartalommal, a talajtelítetlenséggel, a humuszminőséggel és az agyagfrakcióval áll fenn. Ezen kívül gyenge, de szignifikáns kapcsolatot találtunk a durva homokkal, az igen finom homokkal, a humusszal, a nitráttal, az ortofoszfáttal, a térfogattömeggel, és a kapilláris és maximális vízkapacitással.

A pH és a pufferkapacitás – mint várható volt – igen szoros korrelációs kapcsolatban állnak egymással ($r=0,975$, $p<0,01$), mivel a kiindulási pH meghatározó a savanyodás további alakulásában.

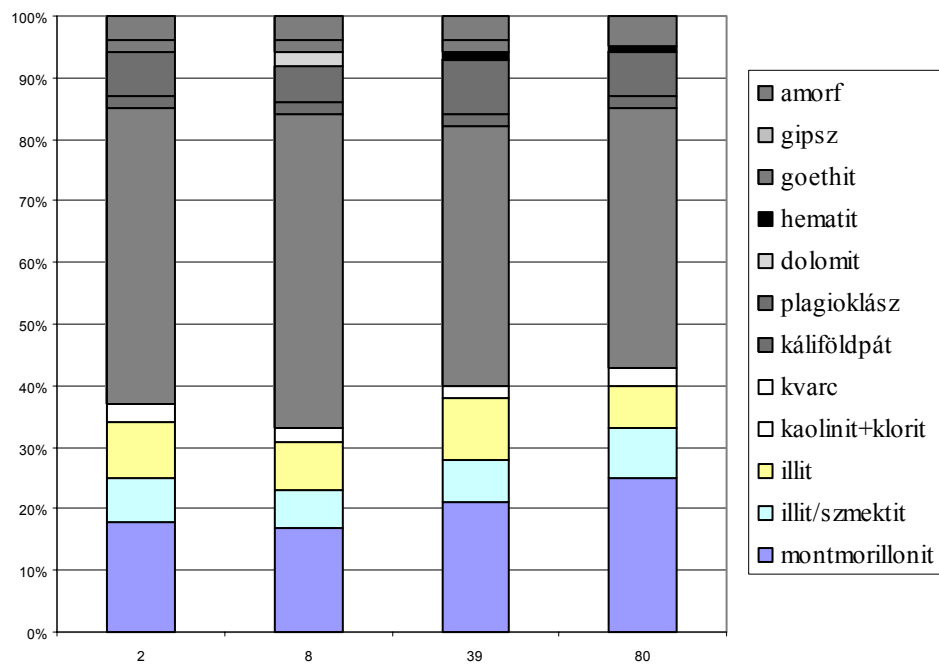
Az 5. táblázatból kitűnik, hogy a különböző frakciótartományok közül a finomabb frakció savanyúsággal mutatott kapcsolata a legszorosabb (a táblázatban nem szereplő tartományokkal az összefüggés nem szignifikáns). Blaskó (1981) cikkében rámutatott az agyagtartalom szerepére a savanyú hatások tompításában, és eredményeink is alátámasztják ezt. A nagyobb fajlagos felülettel rendelkező finomabb frakciójú szemcsék a hidrogén-ionokat meg tudják kötni töltéshelyeiken, így képesek csökkenteni a talajoldat pH-ját. Ezt megerősíti az is, hogy az 5 ml-es (0,01M) HCl-terhelés hatására bekövetkező pH-csökkenés és a 0,002-0,001 mm-es szemcseösszetételi tartomány között $-0,7$ ($p<0,01$) a korrelációs együttható. A 0,001 mm alatti szemcsemérettel azonban gyengébb az összefüggés ($r=-0,44$; $p<0,01$).

5. táblázat. A pufferkapacitás és az egyéb talajtulajdonságok korrelációs kapcsolata (Spearman-féle korrelációs koefficiensek; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; $df=87$)

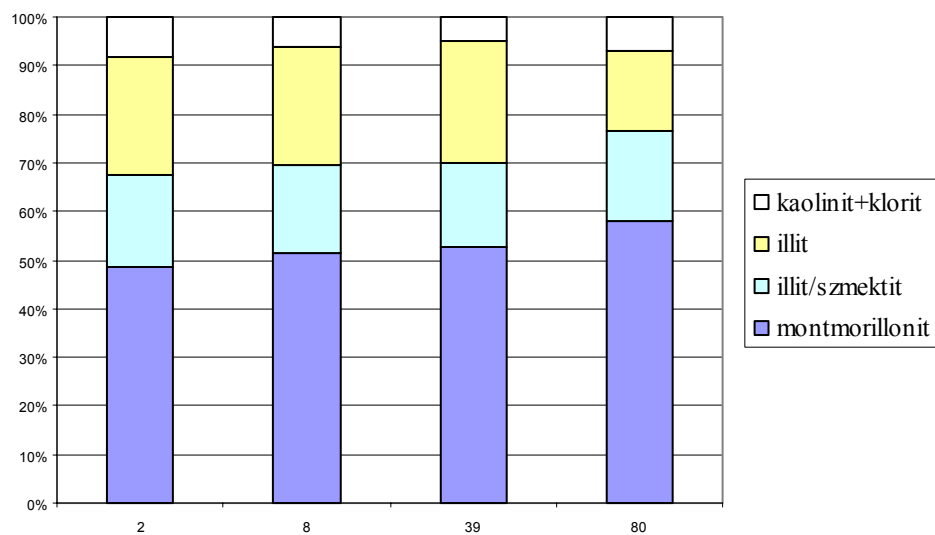
<i>Talajtulajdonság</i>	<i>pufferkapacitás</i>
2-0,5 m-es frakció %-os aránya	-0,316*
0,05-0,02 m-es frakció %-os aránya	-0,430**
0,005-0,002 mm-es frakció %-os aránya	0,540**
0,002-0,001 mm-es frakció %-os aránya	0,677**
humusz (%)	-0,292*
pH	0,975**
CaCO ₃ (%)	0,806**
y_1	-0,750**
T-S	-0,672**
E_{NaOH}	-0,663**
E_{NaF}	0,084
K	0,704**
NO ₃ ⁻	-0,350*
P ₂ O ₅	0,380*
Ts	-0,393*
Vk _{kap} s%	0,391*
Vk _{max} s%	0,389*

Vizsgálataink szerint a hidrolitos savanyúság és a 0,005-0,002 mm-es frakciótartomány között a korreláció $r=-0,404$ ($p < 0,01$), a 0,002-0,001 mm-es tartománnyal pedig $r=-0,478$ ($p < 0,01$), míg a 0,001 mm-nél kisebb részecskékkel nincs kapcsolat. Bár e korrelációk nem mutatnak szoros kapcsolatot, ami arra utal, hogy a rejtett savanyúságot nem elsősorban a mechanikai összetétel határozza meg (hanem inkább a CaCO₃-tartalom és a pH), annyi azonban így is látszik, hogy *minél nagyobb az agyagtartalom, annál kisebb a rejtett savanyúság*. Ebből az összefüggésből arra következtethetünk, hogy az *agyagtartalom nem kolloidként játszik szerepet a savanyúság csökkentésében*, mert ez esetben a korrelációs együttható előjele pozitív lenne azt mutatva, hogy az állandó és változó töltésű felületeken megkötődő hidrogén-ionok növelik a nagyobb agyagtartalmú talajok rejtett savanyúságát. Itt inkább arról van szó, hogy a H₃O⁺-ionok beépülnek az agyagásványok rácsszerkezetébe.

Ezt támasztja alá a röntgen-diffrakciós vizsgálat is, mely szerint a vizsgált talajminták agyagásvány-tartalma 40% körüli (28. ábra), ezen belül pedig a montmorillonit és az illit/szmektit (kevert rács) aránya a 70%-ot is eléri (29. ábra). Ez a magas arány, mely a talajképző közet, a riolittufa hatása miatt alakul ki, más talajtípusokkal összehasonlítva is kiemelkedően nagy (pl. löszön kialakult csernozjom és agyagbemosódásos barna erdőtalajok A-szintbeli 20-30%-os arányához viszonyítva – *Stefanovits* 2003b). Ezek az agyagásványok duzzadó rétegrácsuk következtében játszhatnak szerepet a folyamatban.



28. ábra. Talajmintáink ásványi összetétele röntgendiffrakciós mérés alapján



29. ábra. Talajmintáink agyagásványainak aránya

A montmorillonit csoportra jellemző izomorf helyettesítésekből származó negatív töltéstöbbletet az agyagásványok rácskötegei közé beépült kationok kötik le (leggyakrabban Ca^{2+} , Mg^{2+} , K). A savanyodás miatt a kationok oldatba kerülnek, és helyükre H_3O^+ -ionok épülnek be, miközben a talaj savanyúsága csökken (Folkoff – Meentemeyer, 1987; Schroeder, 1992; Tavani – Volzone, 1999).

A montmorillonit esetében alárendeltebb szerepű az agyagásványokhoz kötött Al-hidroxidpolimerek protonálódása. Savhatásra e vegyületek H^+ -iont vesznek fel, összes töltésük növekedése mellett (pl. $[\text{Al}_6(\text{OH})_{12}(\text{H}_2\text{O})_{12}]^{6+} + \text{H}^+ \rightarrow [\text{Al}_6(\text{OH})_{11}(\text{H}_2\text{O})_{13}]^{7+}$), végeredményben szintén a talajsavanyodás ellen hatva (Filep Gy. 1999a).

A negatív előjelű összefüggés a humusztartalommal a humuszsavak hatásának tudható be. Ezt bizonyítja az is, hogy a humuszminőség mellett a NaOH által kioldott gyengébb minőségű humuszsavak mennyiségével találtunk szorosabb kapcsolatot, míg a NaF által kioldott polimerizáltabb humuszsavakkal nincs összefüggés.

A pufferkapacitás többszörös lineáris regresszió-analízise a korrelációvizsgálathoz hasonló eredményt hozott. A *forward stepwise modell* kizárja azokat a változókat, amelyek nincsenek szignifikáns kapcsolatban a függő változóval, esetünkben a pufferkapacitással, így az egyenletben csak azok a független változók jelennek meg, melyek kapcsolata statisztikailag is indokolható. A változók függetlenségének biztosítása érdekében a vizsgálatból kihagytuk azokat a talajtulajdonságokat, melyek egymástól való függése nagy (pl. pH és y_1). Az elemzés eredményét a 6. táblázatban foglaltuk össze.

6. táblázat. A pufferkapacitás többszörös lineáris regressziós analízisének eredménye ($R=0,913$, $p<0,01$, $df=81$)

Független változók	Standardizált parciális regressziós koefficiens	Szignifikancia
hidrolitos aciditás (y_1)	-0,312	0,000
0,002-0,001mm frakciótartomány	0,273	0,002
CaCO_3 -tartalom	0,239	0,000
humuszminőség (K)	0,220	0,001
0,05-0,02mm frakciótartomány	-0,150	0,005

$$BC = 0,514 + 0,01201*a + 0,006495*b - 0,00306*c - 0,00331*d + 0,01972*e$$

BC: pufferkapacitás; a: CaCO_3 ; b: 0,002-0,001mm frakciótartomány; c: 0,05-0,02mm frakciótartomány; d: y_1 ; e: K

Az együttes determinációs együttható (R) 0,913-as értékéből látszik, hogy az összefüggés a vizsgálatba bevont független változókkal igen szoros, 99,9%-os valószínűségi szinten. A standardizált parciális regressziós koefficiensekből pedig kiderül, hogy a talaj hidrolitos aciditásának meghatározó szerepe van a

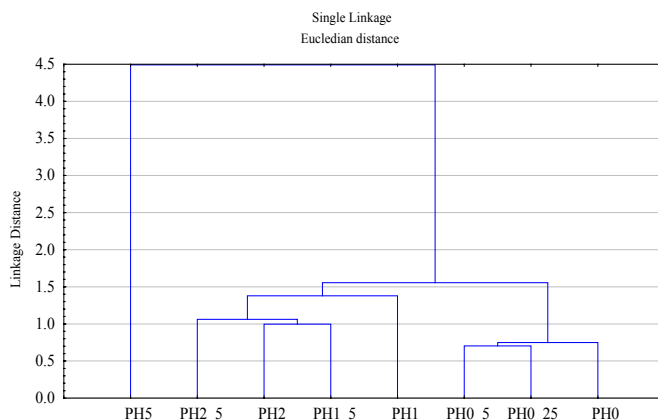
pufferkapacitás alakulásában: minél nagyobb, annál kisebb a pufferkapacitás. Utána közvetlenül az agyag- és a CaCO_3 -tartalom, majd a humuszminőség következik.

A korreláció vizsgálatánál már láhattuk, hogy nem a legkisebb szemcseösszetételi tartomány a meghatározó a pufferkapacitás alakulásában, hanem a 0,002-0,001 mm-es. A szakirodalomban Szabó Gy. (2000) és Fazekas (2003) munkáiban találtunk utalást a szemcseösszetétellel való kapcsolatra, akik a nehézfémek adszorpciója kapcsán kaptak hasonló eredményt, ami azért fontos, mert ez esetben is adszorpcióról, hidrogén-ionok megkötéséről van szó.

A hidrolitos aciditás, illetve a 0,05-0,02 mm frakciójú homok negatív előjele fordított kapcsolatra utal, vagyis minél nagyobb a mennyiségük, a pufferkapacitás annál kisebb.

Hangsúlyozzuk, hogy ez a sorrend és a jelenség kialakításában való súly csak e független változók esetében igaz, más változók bevonásával a sorrend is értelemsszerűen megváltozhat.

A klaszter-analízis dendrogramjait a 30. és 31. ábrán láthatjuk, ahol kiválasztottuk a szőlő- és szántóterületekről származó talajminták savterhelési eredményeit. Az egyes klaszterek jelzik az összetartozó értékeket: a nagyobb pH-változások külön klaszterekben jelennek meg. Mindkét területhasználati típusnál hasonló eredményt kapunk: a 0-0,25-0,5 ml-es savterhelés értékei kerülnek egy klaszterbe, az 1-1,5-2-2,5 ml-es terhelése egy másikba és a legnagyobb, 5 ml-es egy harmadik különállóba.

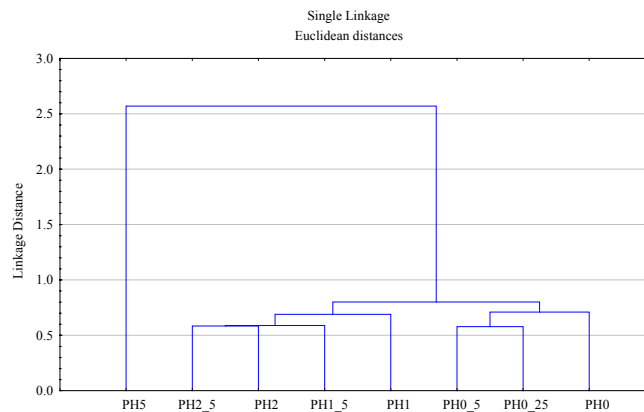


30. ábra. A szántóterületekről származó talajminták savas terhelése utáni pH-értékek dendrogramja

Az egyes klasztereken belül kisebb csoportok is kirajzolódnak, így egy kisebb, de jelentős pH-változás következik be a terhelés nélküli és a 0,25 ml-es savterhelés között és az 1 és 1,5 ml sósavval terhelt minták között, míg a klasztereken belüli többi érték között nem jelenik meg határozottabb különbség. A kezdeti

pH-változás jelentőségére Murányi – Rédlyné (1987-88) cikkében is találhatunk utalást, de saját vizsgálatainkból is kiderül ennek fontossága. A fentebb ismertetett regressziós modell ezt a változót is beépíti az egyenletbe, de ugyanazon ok miatt, mint a pH-t (függetlenség biztosítása), a kezdeti pH-csökkenést sem vontuk be a vizsgálatba.

A fő különbség az, hogy a szántón nagyobbak a távolságok az egyes klaszterek között, mely a legszembetűnőbb a legnagyobb savas terhelésnél, ahol a szántón majdnem kétszer akkora, mint a szőlő esetében. Emellett a szántók esetében a 2,5 ml-es savas terhelés elkülönül a szőlő esetében egységes 1,5-2-2,5 ml-es klasztertől.



31. ábra. A szőlőterületekről származó talajminták savas terhelése utáni pH-értékek dendrogramja

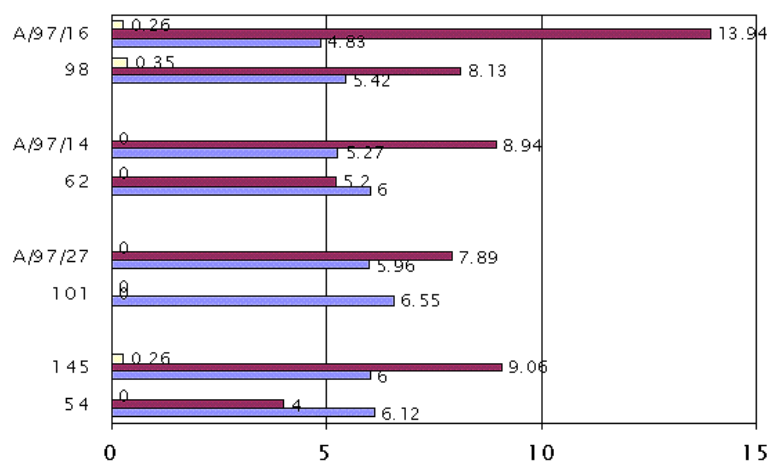
Mindez feltehetőleg a két területhasználati típus kissé eltérő talajtulajdonságaiból, illetve ebből adódóan az eltérő pufferképességből adódik: így az egyes pufferrendszerek különböző pH-n eltérő mértékben hatnak és eltérő mértékben fejtik ki semlegesítő hatásukat. Mintaterületünk szántóinak talajtulajdonságai mindig kissé kedvezőtlenebbek, kevésbé képesek pufferelni a savas hatásokat, és ennek a következményeit láthatjuk a 31. ábrán is megjelenni a távolságokban.

A szántó és szőlőterületek talajainak a savas terhelésekre bekövetkező eltérő pH-változását a varianciaanalízis is alátámasztotta. A különbség azonban csak legalább 0,002 mólus (1 ml) HCl-terhelés hatására válik szignifikánssá, az ettől kisebb terheléseknél (0,25-0,5 ml) még nincs különbség.

4.4. A pH-csökkenés és a savanyodás-érzékenység vizsgálatának eredményei

4.4.1. A mintaterület savanyodási tendenciáinak vizsgálata

A négy talajmintavételi pont esetében, melyek 1979-88-as és 1995-97-es időszakban is ugyanarra a helyre estek, a mérések valamennyi minta esetében egyértelmű pH-csökkenést jeleztek, melynek értéke 0,12 - 0,8 között változott. A hidrolitos aciditás megjelent azokon a helyeken is, ahol az előző mintavételezés során még nem volt és 3,74-7,89-el növekedett, ezenkívül egy esetben kicserélődési aciditást is mértünk (32. ábra).



32. ábra Az egy mintavételi pontról származó talajminták savanyúsági mutatói (felül az 1995-97-ből, alul az 1979-88-ból származó minták adatai)

Az 1979-88-ban és a 1999-2003-ban begyűjtött minták vizsgálati eredményeiből pH-kartogramokat szerkesztettünk a (33. és 34. ábra), melyeken szemmel láthatóan csökkent a 6 fölötti pH-jú területek aránya, leginkább az 5 és 6 közötti pH jellemző a területre – annak ellenére, hogy egyes területeken meszezték. (Valószínűleg ezért tűnt el a 33. ábrán még látható kék folt.)



1: pH < 5; 2: pH 5-6; 3: pH > 6

33. ábra. Az 1979-88-ból származó talajminták pH-ja



34. ábra. Az 1999-2003-ból származó talajminták pH-ja

A 7. táblázatból pedig már egyértelműen kiderül, hogy ezen a kis területen igen nagymértékű savanyodás következett be: az 5 alatti pH-jú területek aránya 0,3%-ról 5%-ra növekedett, míg a 6 fölötti területek aránya a tizedére csökkent.

7. táblázat. A pH területi megoszlása a 1979-88-ból és a 1999-2003-ból származó minták esetében

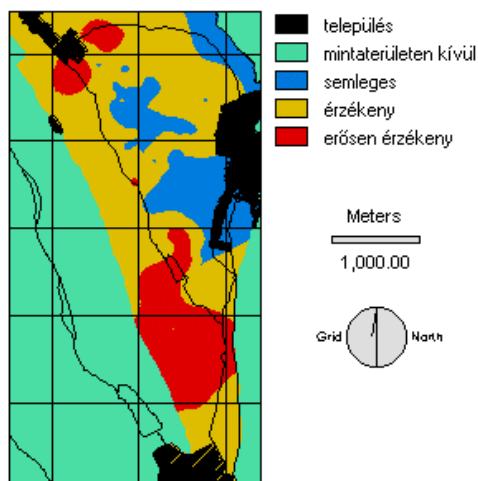
pH	A pH-tartományok területi aránya (%)	
	1979-88	2000
5>	0,3	5
5-6	24,39	87,18
6<	75,31	7,82

Ezen a szántón az intenzív savanyodásnak több oka van. A talajképző kőzet szilícium-dioxidban gazdag savanyú riolittufa, mely miatt eleve alacsonyabb a Ramann-féle barna erdőtalaj pH-ja a meszes alapkőzeten képződöttekkel szemben. Emellett a helytelen műtrágyázási gyakorlat, a növények kation-felvétele és a termés, valamint a növénymaradványok eltávolítása játszik jelentős szerepet a folyamatban, amihez a mintaterület nagy részén hozzájárul a meszezés hiánya.

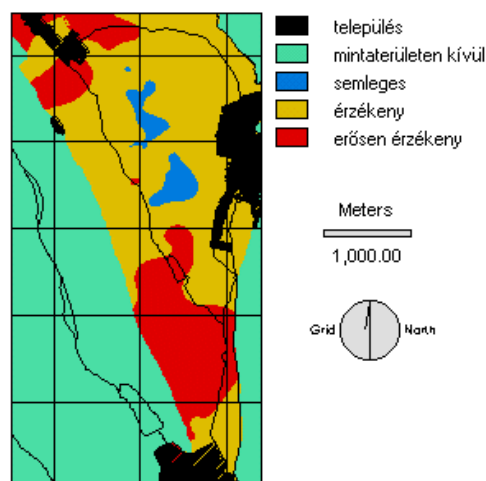
Az ilyen mértékű savanyúság nem ritka ezen a területen. Általánosságban elmondható, hogy vizsgálatunkkal egy olyan részletet vizsgáltunk meg, amelynek kémhatása, illetve savanyodási dinamikája megfelelően jellemzi a környező, hasonló talajtani adottságú szántókat is.

4.4.2. Többváltozós, súlyozásos tájérzékenység-vizsgálat

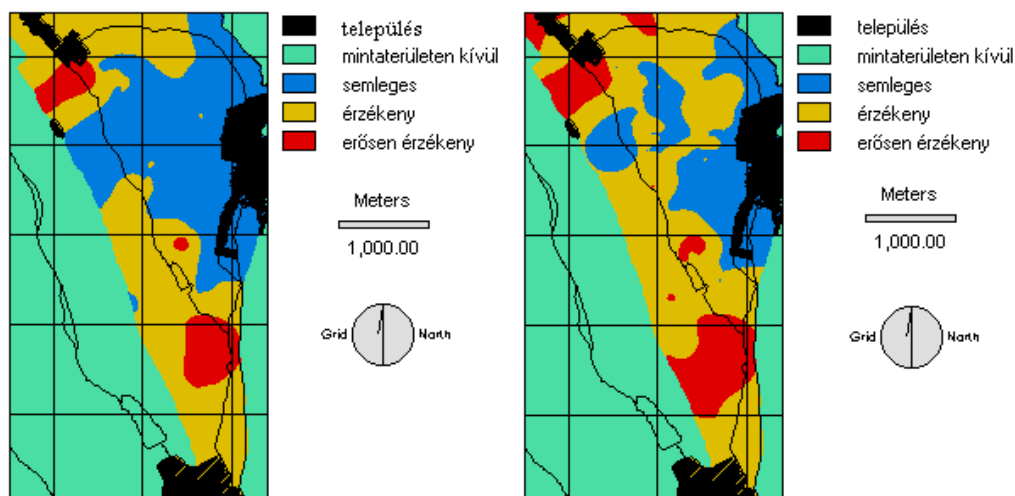
A savanyodás-érzékenység térképek előállításánál előbb standardizáltuk a különböző dimenziójú adatokat, interpolációval térképeket készítettünk belőlük, majd súlyoztuk őket és összegeztük a fedvényeket. A különböző térkép-kombinációkat a 35-38. ábrákon mutatjuk be.



35. ábra. Savanyodás-érzékenység térkép teljes szelvényben súlyozással



36. ábra. Savanyodás-érzékenység térkép teljes szelvényben súlyozás nélkül



37. ábra. Savanyodás-érzékenység térkép felső 25 cm súlyozással 38. ábra. Savanyodás-érzékenység térkép felső 25 cm súlyozás nélkül

Eredményeinket kétféleképpen értékeltük: a *kereszttabulációval* végzett összehasonlítás előzetes tájékoztatást ad arról, hogy a kapott térképek mennyire térnek el egymástól; a talajmintákkal végzett *kontroll* pedig az egyes összegzési technikákat minősíti.

A 4 savanyodás-érzékenységi térkép összehasonlításának eredménye a 8. táblázatban látható.

8. táblázat. A térképek hasonlóság-mátrixa (felső érték Cramer-féle V érték, az alsó a Kappa-index)

	<i>Teljes szelvényben, súlyozással</i>	<i>Teljes szelvényben, súlyozás nélkül</i>	<i>Csak a legfelső 25 cm, súlyozással</i>	<i>Csak a legfelső 25 cm, súlyozás nélkül</i>
<i>Teljes szelvényben, súlyozással</i>	-	0.7606 0.7703	0.7340 0.7099	0.7523 0.7814
<i>Teljes szelvényben, súlyozás nélkül</i>	-	-	0.6938 0.5139	0.7095 0.6648
<i>Csak a legfelső 25 cm, súlyozással</i>	-	-	-	0.8077 0.8157
<i>Csak a legfelső 25 cm, súlyozás nélkül</i>	-	-	-	-

Látható, hogy szinte minden térkép 50-80%-os valószínűséggel megegyezik, a hasonlósági együtthatók egyik esetben sem csökkennek 0,5 alá. Mindezekből az következhetne, hogy elegendő a felszíni minták laboratóriumi elemzése és érté-

kelése. Ha azonban kategóriánként is meghatározzuk az egyezést, láthatjuk, hogy a pontosság kérdése nem dönthető el ilyen egyszerűen. A kategóriánkénti összehasonlítás eredményeit a 9. táblázatban foglaltuk össze.

9. táblázat. A savanyodás-érzékenységi térképek páronként kategóriánkénti összehasonlításának eredménye százalékban megadva (az oszlopokban lévő kategóriákhoz képest mutatják az egyes mezők az eltérést: 1: semleges; 2: érzékeny 3: erősen érzékeny)

	Súlyozásos, teljes szelvényben	Súlyozásos, felső 25 cm	Súlyozás nélkül, teljes szelvényben	Súlyozás nélkül, felső 25 cm
Súlyozásos, teljes szelvényben	-	1. 50.64 2. 74.88 3. 87.19	1. 100 2. 72.98 3. 68.16	1. 64.16 2. 79.80 3. 69.08
Súlyozásos, felső 25 cm	1. 99.83 2. 59.68 3. 36.88	-	1. 100 2. 40 3. 28.8	1. 66.68 2. 83.97 3. 100
Súlyozás nélkül, teljes szelvényben	1. 17.19 2. 85.47 3. 98.64	1. 8.54 2. 59.2 3. 98.6	-	1. 11.96 2. 76.29 3. 92.74
Súlyozás nélkül, felső 25 cm	1. 86.53 2. 73.68 3. 57.11	1. 100 2. 72.49 3. 51.17	1. 93.42 2. 60.16 3. 52.97	-

Így már látszik, hogy éppen a legveszélyeztetettebb területek tekintetében igen nagy eltérések tapasztalhatók: míg egyes esetekben 98-100%-os az egyezés, másutt ez csak 50%, sőt egy esetben 28%.

A térképek területi elemzésével képet kaphatunk a mintaterület talajainak savanyodás-érzékenységről. A 10. táblázat az egyes érzékenységi kategóriák területi arányait mutatja.

10. táblázat. A térképek érzékenységi kategóriáinak területi (ha) és százalékos megoszlása a mintaterületen

		súlyozásos, teljes szelvényben		súlyozásos, felső 25 cm		súlyozás nélkül, teljes szelvényben		súlyozás nélkül, felső 25 cm	
		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
1	kevésbé/nem érzékeny	196,7	22,2	397,7	45,0	33,8	3,8	481,7	54,5
2	Érzékeny	521,9	59,0	415,9	47,0	610,9	69,1	265,3	30,0
3	Erősen érzékeny	164,7	18,6	69,6	8,0	238,4	26,9	136,2	15,4
Összesen		883,3	100	883,3	100	883,3	100	883,3	100

A különbözőképpen összegzett térképek eltérő eredményt adnak az érzékenységi kategóriák területi megjelenésére, mely szerint a biztonsággal ellenállónak minősíthető területek részaránya minden esetben 50% alatti, illetve akörüli.

A legmegfelelőbb technika kiválasztása végett vizsgáltuk meg az 1995-97-ből származó talajminták savanyúsági mutatóit (11. táblázat). E kontroll-vizsgálatból látható, hogy a legjobb eredményt a teljes szelvényben végzett súlyozásos összegzés adja, 65%-os pontossággal.

11. táblázat. Az érzékenységi térképek kontroll-vizsgálatának eredménye és a talajminták potenciális savanyúsági mutatói (st: súlyozással, teljes szelvényben; snt: súlyozás nélkül, teljes szelvényben; sf: súlyozással, felső 25 cm; snf: súlyozás nélkül, felső 25 cm)

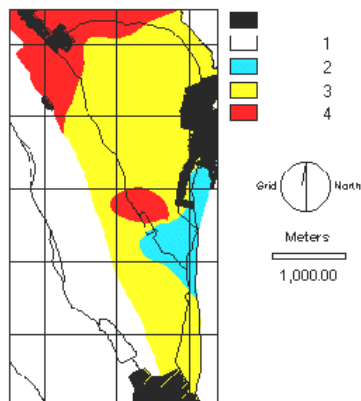
sorszám	st	snt	sf	snf	érzékenységi szám a kontroll-minták alapján	pH (KCl)	CaCO ₃ (%)	y1	y2
1	2	2	1	2	3	6		9.06	0.26
2	1	2	1	1	1	7.2	3.19	0	0
3	3	3	2	2	2	4.7		5.22	0
4	3	3	2	2	3	5.42		9.2	0
5	3	3	2	2	3	5.64		10.25	0
6	3	3	2	2	3	5.03		14.73	0.26
7	3	3	2	3	1	7.2	2	0	0
8	2	2	1	2	2	5.6		5.87	0
9	3	2	2	2	3	4.83		13.94	0.26
10	3	3	2	2	2	6.08		7.89	0
11	1	2	1	1	1	6.21	0.97	0	0
12	2	2	1	1	3	5.14		12.36	0
13	2	2	2	2	2	6.23		6.84	0
14	3	3	2	3	3	4.96		17.1	0.53
15	2	2	1	2	2	5.96		7.89	0
16	2	2	1	2	2	6.42		6.84	0
17	2	2	1	2	1	7.5	1.92	0	0
18	3	2	2	2	3	4.24		17.68	0.36
19	2	3	3	3	2	4.94		3.87	0
20	1	3	2	2	3	4.12		22.52	0.48
egyezés	13	9	6	9					

E vizsgálattal arra szeretnénk volna felhívni a figyelmet, hogy a többváltozós tájérzékenység-vizsgálatoknál nem elegendő a térképi rétegek egyszerű összegzése, hanem a megfelelő szorzóval ellátott paraméterek és rétegek összegzésével lehet pontos képet kapni. Az így kapott végső *savanyodás-érzékenységi térkép alkalmas*

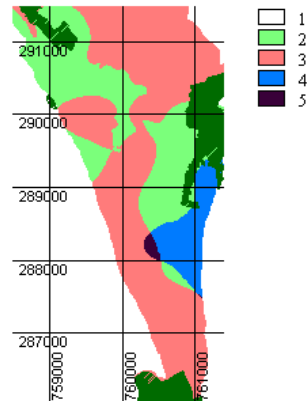
lehet azon területek meghatározására, amelyek leginkább veszélyeztetettek a pH-csökkenésben és a folyamat irányának meghatározásában.

A munka további részében igyekeztünk pontosítani a savanyodási folyamatokat bemutató térképet. Tapasztalatunk szerint a legtöbb hiba abból adódott, hogy a súlyozás során nem tudtuk kellőképpen figyelembe venni azt, hogy ahol a hidrolitos aciditás magas, ott mindenképpen meszezésre lenne szükség, ezt ugyanis a többi figyelembe vett tényező a végeredményben elfedte.

A szakirodalom azokon a területeken javasol javítást, ahol a hidrolitos aciditás (y_1) 8 feletti (Stefanovits et al. 1999), így viszont kimaradnak azok a részek, ahol a savanyodás veszélye fennáll, de még nem nagy a veszély, mert ezek és a már elsavanyodott területek nem teljesen ugyanott találhatók. Ebből kiindulva, a puffertkapacitás regresszió-analízisének kapott egyenletet (4.3. fejezet) felhasználva először elkészítettük a puffertkapacitás-térképet, majd a kapott eredményt korrigáltuk a hidrolitos aciditással. A 39. ábra azokat a területeket mutatja, ahol a savanyodás folyamata potenciálisan bekövetkezhethet, károkat okozhat, míg a már teljesen elsavanyodott területek esetleg meg sem jelennek rajta, mivel azok már nem savanyodnak tovább nagymértékben. A kétféle savanyúsági mutatót (a puffertkapacitást és a hidrolitos aciditást) együtt ábrázolva képet kaphatunk a terület javítóanyag-igényéről (40. ábra).



39. ábra. A mintaterület puffertkapacitás kartogramja (1=mintaterületen kívüli rész; 2=alacsony ($>0,22$); 3=közepes ($0,22-0,44$); 4=kedvező ($0,44<$))



40. ábra. A mintaterület javítóanyag igénye (1=mintaterületen kívüli részek; 2=javítás nem szükséges; 3=feltétlenül javítandó; 4=alacsony puffertkapacitás miatt megfelelő meszezés javasolt; 5=alacsony puffertkapacitás és magas hidrolitos aciditás miatt javítandó)

Az utóbbi térkép helyességét az 1999-2002-ből származó mintákkal ellenőrizve megállapíthatjuk, hogy ez a térkép sokkal pontosabb: a meszezett szőlőparcellák kivételével (ahol már meg is történt a talajjavítás) mind a térkép, mind a mérési eredmények szerint javításra van szükség.

Ahol feltétlenül szükséges a talajjavítás, ott általában szántóterületek vagy kordonos szőlőkultúrák vannak. Itt a nem megfelelő műtrágyázási gyakorlat és a savanyú talajképző kőzet okozza a problémát. Az alacsony pufferkapacitású területeken pedig a kis savközömbösítő képességű talajjal lehet probléma a közeljövőben. A kedvezőtlenebb talajtulajdonságok miatt ezek a talajok nem viselik el a savanyító hatású terheléseket, ezért *javasolt a megelőző meszezés*, melynek pozitív hatásait több szerző is leírta (Kadlicskó, 1995, Kádár, 1998a).

Az így lehatárolt foltok a különböző savas terhelhetőségű területeket mutatják, melyek egy hosszabb távú földhasználati tervezéshez nyújthatnak segítséget. A fentiek figyelembe vétele fontos eszköze lehet a talaj-multifunkcionalitás megőrzésének, csökkenthető lenne a kémiai degradáció üteme.

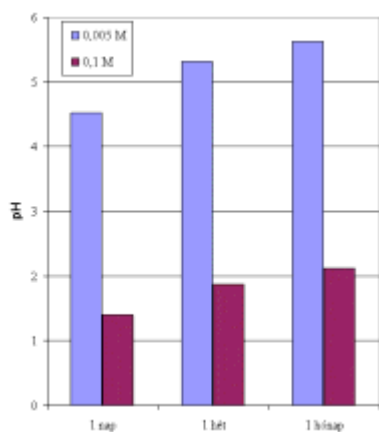
4.5. A savanyú terhelések hatása a talaj nehézfém tartalmára

Tájvédelmi szempontból a nehézfémek mobilizációja – a növények által felvehető állapotba kerülése, vagy talajvízbe mosódása – több területen is problémát okozhat. Veszélyeztetheti a termelési potenciált, valamint csökkentheti a településfejlesztési lehetőségeket és a biodiverzitást. Mintaterületünk intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló, a nehézfémek szempontjából nem szennyezett területnek minősül. A korábbiakban bemutattuk, hogy egyes területeken jelentős talaj-savanyodás következett be, ami a könnyebben mobilizálható fémeket kioldotta és a csapadék mélyebb rétegekbe mosta a szelvényből, tehát több fém esetben inkább hiánnyal számolhatunk, mint többlet miatti veszélyeztetettséggel. Az általunk vizsgált fémek esszenciális nyomelemek. Hiányuk nemcsak a növénytermesztésben jelent problémát, hanem az állattenyésztésben is, a takarmánynövények alacsony fémtartalma miatt (Szabó S. et al. 1993).

4.5.1. A sósavas terhelés vizsgálata

A talajok sósavas vizsgálatával kapcsolatban meg kell jegyeznünk, hogy a 0,005 M-os kezelésnek alávetett minták eredményei a kimutathatósági határ közelében voltak, a 0,1 M-os kezelés során pedig jól mérhető mennyiségeket kaptunk. Mindezt figyelembe véve is értékes információkhoz jutottunk a tartós savhatás pH-ra és fémekre gyakorolt hatásait tekintve, mely megalapozta a következő fejezetben (4.6. fejezet) bemutatásra kerülő részletesebb vizsgálatot. Az alkalmazott savterheléseknél olyan koncentrációkat igyekeztünk kiválasztani, melyek – antropogén hatásra – előfordulhatnak a környezetben is.

Eredményeink alapján a fémmobilizáció általános tendenciáit jellemeztük.

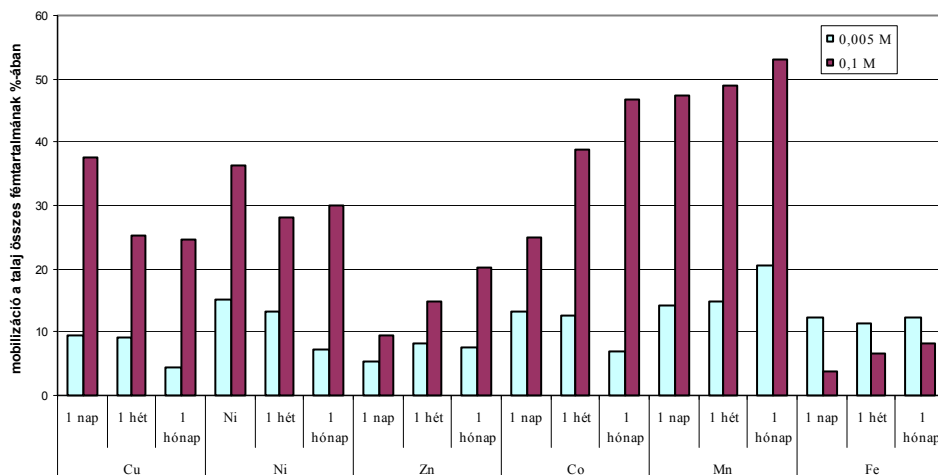


41. ábra. A talaj pH-változása különböző savas terhelések és expozíciós idő esetében

Az adatsorokat előbb az extrakciós idő alapján elemeztük, melynek az volt a tanulsága, hogy a pH az idő múlásával arányosan emelkedett. Az emelkedés üteme határozott, a varianciaanalízis is szignifikáns különbségeket mutatott. A 0,005 M-os HCl alkalmazása során az 1 nap után mért 4,53-ról 5,63-ra emelkedett a pH, a 0,1 M-os sósav esetében pedig 1,39-ről 2,12-re (41. ábra). A pH-növekedés a 4.3. fejezetben, az agyagásványok pufferoló szerepénél ismertetett okokkal magyarázható. Eredményünk egyben rámutat az eltelt idő jelentőségére is a pufferfolyamatok érvényesülésében.

Ennek egyenes következménye lett az, hogy az emelkedő pH-hoz igazodva új egyensúlyi állapot állt be a szuszpenzióban és az

oldatba került nehézfémek közül néhány (pl. a réz és a nikkel) visszakötődött a talajkolloidok felületére. Miközben a sav roncsolja az agyagásványok felületét, kötőhelyek alakulnak ki, ahol a korábban oldatba került fémek megkötődnek. A másik lehetséges magyarázat, hogy a savasodás hatására széteső agyagásványok kavasvartartalma csapadékot képez, melyben fémek is lekötődnek (Greenwood – Earnshaw, 1997). A fémek koncentrációja az eltelt idő függvényében azonban többnyire növekszik, bár vannak ennek ellentmondó adatok is (Cu, Ni; 42. ábra).



42. ábra. A vizsgált fémek mobilizációja különböző savterhelések és expozíciós idők hatására

A különböző hosszúságú extrakciós idők hatására mobilizálódó fémkoncentrációk különbségének alakulását mutatja a 12. táblázat. A változás a réz és a nikkal kivételével minden esetben a talajoldatban mérhető nehézfém-koncentráció növekedését jelenti, a pH esetében pedig a semleges tartomány felé való elmozdulást. A kobalt és a cink kivételével változás nem szignifikáns.

12. táblázat. A különböző hosszúságú extrakciós idők hatása a nehézfémek mobilizációjára (szignifikancia szint: „-”=nincs szignifikáns különbség; *= $p<0.05$; **= $p<0.01$)

	<i>pH</i>	<i>Cu</i>	<i>Co</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Zn</i>
<i>1nap-1hét</i>	**	-	*	-	-	-	-
<i>1hét-1hónap</i>	**	-	-	-	-	-	-
<i>1nap-1hónap</i>	**	-	-	-	-	-	*

Az egy napos és egy hetes extrakció utáni koncentrációkat összehasonlítva látszik, hogy egyedül a kobalt esetében találtunk szignifikáns különbséget. A mobilizálódó cink mennyisége pedig csak egy hónap elteltével lesz szignifikánsan több az 1 naposhoz viszonyítva. A többi fém esetében – méréseink alapján – egy hét, sőt egy hónap alatt sem történt nagy mértékű változás.

Ezt követően azt is megvizsgáltuk, hogy a különböző erősségű savterhelések okoztak-e szignifikáns különbségeket a nehézfémek kioldódásában, az extrakciós időt is belekalkulálva. Az eredmények összefoglalása a 13. táblázatban látható.

13. táblázat. A különböző savas terhelések hatása a nehézfémek mobilizációjára az extrakciós idő függvényében 0,005M – 0,1 M HCl alkalmazása esetén (szignifikancia szint: „-”=nincs szignifikáns különbség; *= $p>0,05$; **= $p>0.01$; ***= $p>0.001$)

	<i>kezelési idő</i>		
	<i>1nap</i>	<i>1hét</i>	<i>1hó</i>
<i>pH</i>	***	***	***
<i>Cu</i>	**	**	***
<i>Co</i>	*	**	***
<i>Fe</i>	**	-	-
<i>Ni</i>	*	*	***
<i>Zn</i>	-	-	*
<i>Mn</i>	***	**	***

Az elemzés eredményéből kitűnik, hogy a pH esetében mindig szignifikáns különbség van az egyes savmennyiségek között, míg a fémek esetében megosztottabb a kép. Erősödő savhatásra a réz és a nikkel esetében az oldatkonzentráció csökkenéséről, a többi fém esetében pedig a növekedéséről van szó. A cink esetében azt láthatjuk, hogy elenyésző a 0,005 és 0,1 mólos sósav által mobilizált mennyiség különbsége, kivéve az 1 hónapos extrakciót, ahol már nagyobb mértékű a kioldódás és a végeredményben is szignifikáns az eltérés. A vasnál viszont éppen azt látjuk, hogy az idő múlásával nem nő számottevően a kioldódott mennyiség.

A fémek mobilizációja, a pH és a pufferekapacitás közötti összefüggést a korreláció-analízis is megerősítette. A pH-val 1 napos extrakció után a nikkel, a kobalt és a mangán; 1 hét és 1 hónap után a vas kivételével minden fém egyaránt nagymértékben és szignifikánsan ($r < 0,6$; $p < 0,01$) korrelált. Eredményeink szerint a pH az 1 napos extrakció utáni eredményekkel korrelál leginkább: ebben az esetben a mangán, a nikkel, cink és kobalt mutat összefüggést, míg az idő múlásával már csak a mangán és kobalt.

4.5.2. A salétromsavas terhelés vizsgálata

A talajsavanyodás következményeinek vizsgálatát a sósavas terhelés után a (természetben gyakoribb) salétromsavval folytattuk. A vizsgálatot két gyengébb töménységű (0,01 és 0,1M) és két erősebb savval (1 és 10M) végeztük el, mely utóbbiak potenciális előfordulása inkább haváriákhoz, vagy helytelen ipari, gazdálkodási tevékenységhez köthető (pl. szigetelés nélküli hulladéklerakókhoz, vagy bányameddőkből szivárgó csurgalékvízhez).

A 14. táblázatban összefoglaltuk a kísérlet eredményeként kapott extrahátumok nehézfémkoncentrációit, melyek részletes elemzésére a következő fejezetekben kerül sor.

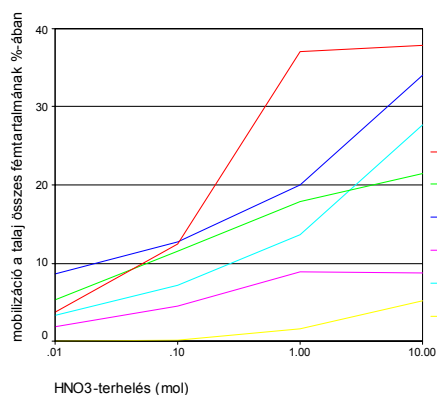
14. táblázat. A különböző töménységű savkezelések és expozíciós idők hatása a nehézfémek talajbeli mobilizációjára (20 minta átlaga, mg/kg). Az első sorban a talaj összes nehézfém-tartalmát tüntettük fel.

	<i>Cu</i>	<i>Ni</i>	<i>Co</i>	<i>Zn</i>	<i>Mn</i>	<i>Fe</i>
<i>Talaj</i>	24	34	15	53	1465	27460
<i>1 óra</i>						
<i>0,01M</i>	0,9	1,8	1,3	1,0	49	7
<i>0,1M</i>	3,0	3,9	1,9	2,4	104	30
<i>1M</i>	8,9	6,1	3,0	4,7	200	431
<i>10M</i>	9,1	7,3	5,1	4,6	405	1402
<i>1 nap</i>						
<i>0,01M</i>	1,0	2,3	1,5	1,0	69	7
<i>0,1M</i>	3,9	5,9	3,0	4,1	222	250
<i>1M</i>	12,9	10,7	7,4	10,5	542	2942
<i>10M</i>	14,9	15,7	12,0	14,9	1012	6904
<i>1 hét</i>						
<i>0,01M</i>	0,4	2,4	2,1	1,1	103	5
<i>0,1M</i>	4,2	9,6	6,7	7,2	486	235
<i>1M</i>	14,6	18,4	14,2	19,6	1168	7037
<i>10M</i>	15,2	22,1	14,3	25,8	1329	12897

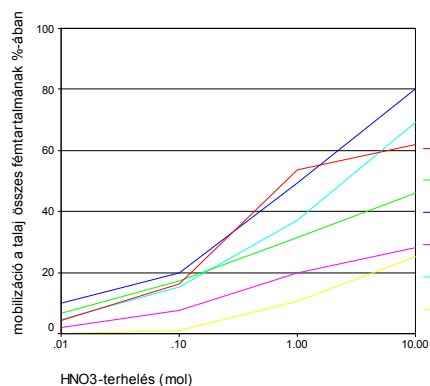
A területhasználat, a savkoncentráció, az extrakciós időtartam és a nehézfém-mobilizáció összefüggései

Az adatok vizsgálatát az **expozíciós idők** hatásának feltárásával kezdtük, a **különböző töménységű savak** figyelembevételével.

Az *1 órás* kezelés hatására a legkevésbé a vas (5%-10M), legjobban a réz (38%-10M) és a kobalt (34%-10M) mobilizálódott (43. ábra). A mobilizációs sorrend a legkisebb savas terhelésnél: $Fe < Zn < Mn \leq Cu < Ni < Co$; ami a legnagyobb terhelésnél kissé átrajzolódik: $Fe < Zn < Ni < Mn < Co < Cu$. Látható tehát, hogy az erősebb savak hatására a nikkel és a kobalt kevésbé, a réz pedig jobban oldódik.

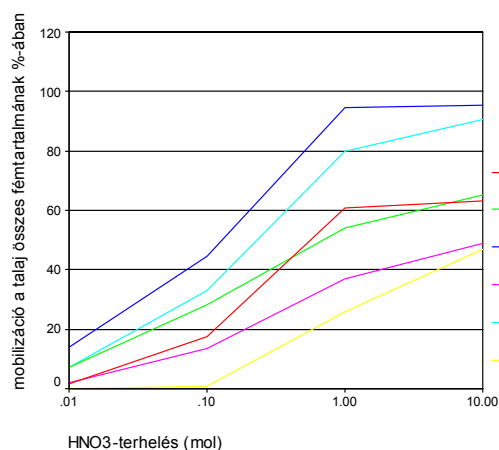


43. ábra. Az 1 órás expozíciós idő hatása a fém tartalomra



44. ábra. Az 1 napos expozíciós idő hatása a fém tartalomra

Az 1 napos savterhelés során a 0,01 mólós sav esetében nem változik lényegileg az előzőekben ismertetett sorrend, a 10 mólósnál viszont újra átrendeződés figyelhető meg: $Fe < Zn < Ni < Cu < Mn < Co$ (44. ábra). A réz mobilitása tehát ismét visszaesett és visszakерült a sor elejére a kobalt. Ez esetben már a második legmozgékonyabb elem a mangán (a vizsgált fémek közül). A kioldódó mennyiségek már nagyobbak, ami különösen a 10 mólós terhelésnél jelentkezik markánsan: pl. a talaj kobalttartalmának 80%-a kerül oldatba, de a vasnál is ötször nagyobb a koncentráció az 1 óráshoz képest.



45. ábra. Az 1 hetes expozíciós idő hatása a fém tartalomra

Az 1 hetes expozíció már a legkisebb terhelésnél is a sorrend módosulását okozza: $Fe < Zn < Cu < Ni < Mn < Co$, melyen a 10 mólós savkezelés sem változtat: $Fe < Zn < Cu < Ni < Mn < Co$. A kioldódás mértéke tovább fokozódik, a kobaltnak 95%-a, a mangánnak 90%-a, de még a legkevésbé mobilizálódó vasnak is 47%-a mobilizálódik (45. ábra).

A varianciaanalízis során megvizsgáltuk, hogy a mobilizálódó fémek mennyiségét tekintve a különböző koncentrációk, az expozíciós idők, valamint a területhasználat között megfigyelhetők-e eltérések.

Az elemzést a szántó és szőlőterületekről származó minták általános vizsgálatával kezdtük. A réz esetében minden kezelésnél szignifikáns eltérést tapasztaltunk a fémmobilizációban. A cinknél viszont éppen a legkisebb koncentrációjú kezeléseknél tapasztaltunk különbséget, a nikkelnél és a kobaltnál pedig szintén a gyengébb savas hatások okoztak különbséget a koncentrációkban, ami az erősebb 1 és 10M-os kezeléseknél megszűnik. A mangán koncentrációja minden kezelésnél szignifikánsan különböző az egyes területhasználat-típusokban.

Az *egy óras és egy napos* expozíciós időnek általában (a szőlőterületek és a szántók talajait együtt értékelve) a legkisebb savkoncentráció esetében egyik fémnél sem volt számottevő hatása, szignifikáns koncentráció-különbségek nem alakultak ki, a töményebb savas kezelések esetében viszont kivétel nélkül mindegyiknél volt hatása a fémoldódásra. Ennek oka az, hogy a gyengébb savas terhelés esetén mobilizálódó fémek koncentrációja a kimutathatósági határ közelében volt és csak hosszabb expozíció, vagy töményebb savak esetében tudtunk számottevő különbséget kimutatni.

Ezzel megegyező eredményre jutottunk a szőlőterületek és szántók talajai esetében is.

Az *egy napos és egy hetes* expozíciós idők között viszont már korántsem ilyen egyértelmű a kép. A nikkelnél, a cinknél és a vasnál a 0,01 mólnál erősebb savakkal találtunk szignifikáns különbséget az említett expozíciós idők között. A kobaltnál és a mangánnál minden savas kezelés esetében szignifikáns az eltérés az egy nap és egy hét alatt mobilizálódó fémeket tekintetve.

A szőlőterületek talajai esetében kissé másabb eredményre jutottunk, ami a fentebb ismertetett tények fényében nem is meglepő: minden kezelésnél szignifikáns különbséget találtunk. A szántók talajainál a mangán a 10M-os savkezeléseknél nem mutatott szignifikáns különbséget a kezelési idő hosszával.

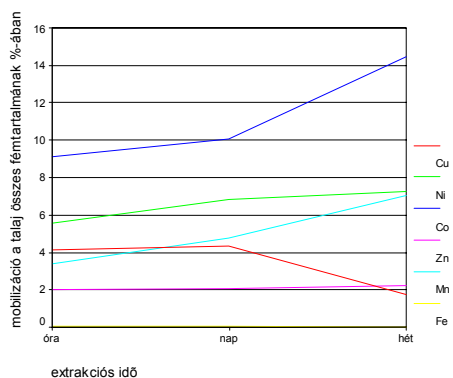
Az *egy óras és egy hetes* expozíciós idők között minden esetben szignifikáns különbséget találtunk.

A szőlő és szántóterületek mintáit külön vizsgálva is az előző megállapításunkkal megegyező eredményre jutottunk.

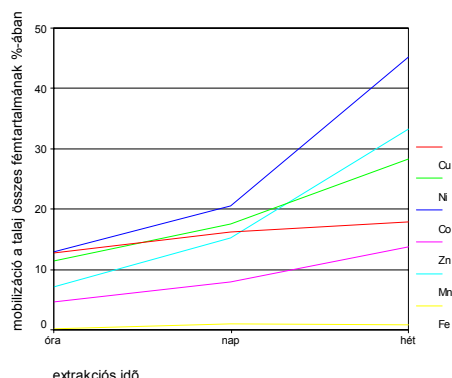
A fémek mobilizációját **savkoncentrációk szerinti bontásban az expozíciós idők alapján** is megvizsgáltuk.

A diagramokon (46-49. ábra) látható, hogy *a fémek többségénél a kezelési idő hosszával általában a mobilizálódó mennyiség is nő*. Kivételt képez a réz, mely esetében az 1 hetes extrakció során az oldatban a rézkoncentráció csökkent, tehát visszakötődés zajlott le a 0,01M-os savterhelés esetén.

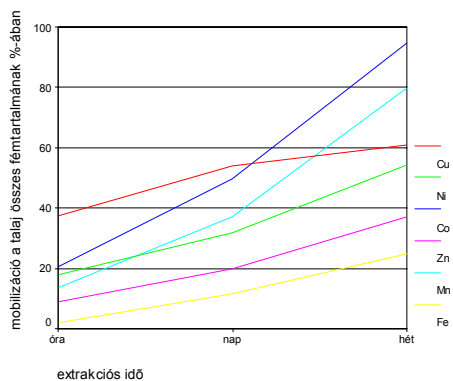
A nikkelt, a cinket, a mangánt és a vasat esetében a különböző expozíciós idők jelentősen növelik az erősebb savak (különösen a 10M-os HNO_3) hatására kioldódó fém mennyiségeket, míg a réz, valamint a kobalt esetében a növekedés csak az 1 napos kezelésnél jelentős, utána már csak minimális mennyiség mobilizálódik.



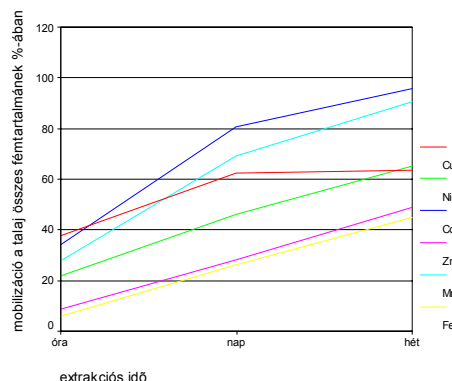
46. ábra. Fémmobilizáció 0,01M-os salétromsav hatására



47. ábra. Fémmobilizáció 0,1M-os salétromsav hatására



48. ábra. Fémmobilizáció 1M-os salétromsav hatására



49. ábra. Fémmobilizáció 10 M-os salétromsav hatására

A varianciaanalízist a savkoncentrációk között is elvégeztük az expozíciós idők figyelembevételével.

A 0,01M-0,1M-os savas kezelés között a különbség minden esetben szignifikáns. A szántó- és szőlőterületeket külön vizsgálva is ugyanerre az eredményre jutottunk, a területhasználatnak tehát ebben a gyenge savas tartományban nincs szerepe a fémek mobilizációjában.

A 0,1 és 1 mólos savas kezelések között szintén minden esetben szignifikáns a különbség, és ezen a területhasználat módja itt sem változtat.

Az 1 és 10 mólos kezelésnél azonban már árnyaltabb a kép. A két területhasználati típust együtt elemezve a réz órás és hetes, a kobalt hetes és a cink órás expozíciójánál nem találtunk szignifikáns különbséget, a többi kezelésnél igen. A szőlőterületek talajai ezzel teljesen megegyező mértékben reagáltak a savas hatásokra. A szántóknál a réz, a nikkel és a cink órás és a kobalt hetes időtartamú savterheléseinél nem találtunk szignifikáns eltérést.

Az egyes fémek esetében tehát a 10 mólos salétromsav nem okoz lényeges koncentrációnövekedést, vagyis már az 1 mólos kezelésnél kioldódik a teljes mobi-

lizálható hányad, de ennek eléréséhez fémenként eltérő expozíciós időre van szükség.

Az extrakció jellemzése fémek szerint és a talajtulajdonságok hatása a mobilizálódó fém mennyiségekre különböző savterhelések és expozíciós idők esetében

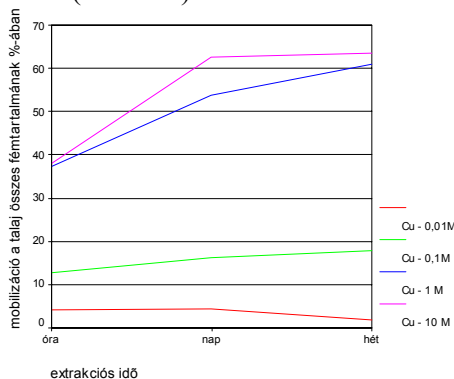
A mobilizációért felelős talajtulajdonságok meghatározásához megpróbáltunk lineáris regresszió-analízist alkalmazni, azonban az oldatba került fémek nagy részének adatai nem normál eloszlásúak voltak, így nem felelt meg egy fontos kritériumnak. A korreláció (nem paraméteres) vizsgálata viszont értékelhető eredményeket adott, ezért ezzel igyekszünk magyarázni a lehetséges összefüggéseket.

Az egyes – savhatásra mobilizálódó – fémek korrelációját a savak töménysége és az expozíciós idők szerint is külön értékeltük.

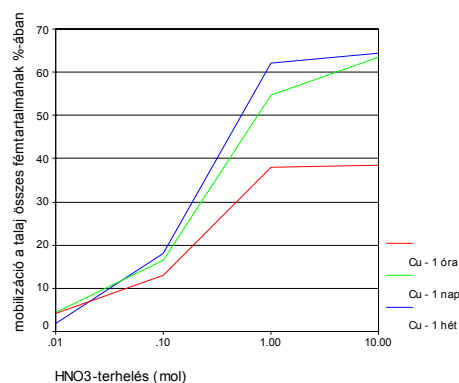
Réz

A réz gyengébb savas terhelésre csak kis mértékben (4-13%) mobilizálódik, ami az eltelt idő függvényében lassan változik. A vizsgált fémek közül azok közé tartozik, ahol (a leggyengébb savkezelés hatására) visszakötődést figyelhetünk meg és ezt a sósavas kísérlet eredményei is alátámasztják. Az 1 és 10 mólos savterhelésre ugrásszerűen megnő a kioldódott hányad, a talaj réztartalmának 38%-a oldódik ki 1 óra alatt is, ami 60-65% körüli értéket ér el 1 hetes expozíció után, mindkét sav esetében. Ez alapján kijelenthetjük, hogy az 1 mólos sav 1 hét alatt majdnem a teljes mobilis rézmennyiséget képes oldatba vinni (50. ábra).

Az 1 óra és 1 hét alatt mobilizálódó rézmennyiség a 0,01 M-os kezelésnél még alig különbözik (2 illetve 7%), a 10 mólosnál viszont a hetes háromszorosa az órásnak. Érdekes, hogy a 10 M-os HNO_3 esetében gyakorlatilag nincs különbség az 1 nap és 1 hét alatt, oldatba kerülő réz koncentrációja között. Ebből arra következtethetünk, hogy e fémnél az erősebb savak viszonylag rövid idő (1 nap alatt) kioldják a mobilizálható hányadot és ez hosszabb expozíció hatására sem változik. A gyengébb savak esetén viszont az idő a fémek újbóli megkötődésének kedvez (51. ábra).

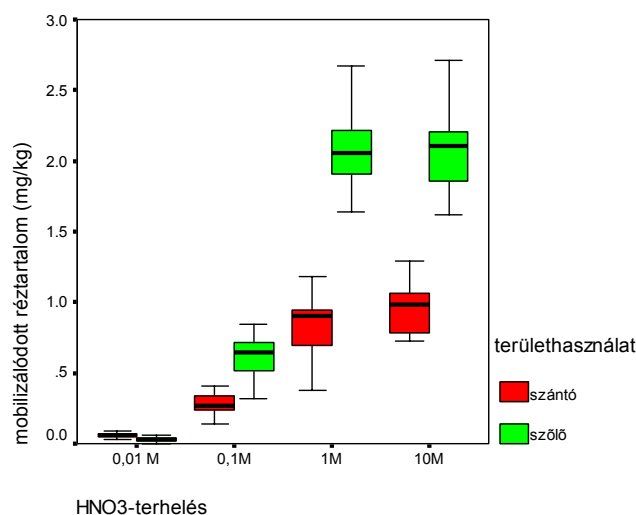


50. ábra. A réz mobilizációja különböző savterhelések mellett az idő függvényében



51. ábra. A réz mobilizációja eltérő savas expozíció hatására különböző terhelések függvényében

Az 1 és 10 mólos terhelések esetében a területhasználat már szignifikáns különbségeket okozott a mobilizálódó réz mennyiségében: *a szőlőterületekről származó talajokból csaknem kétszer annyi kerül oldatba, mint a szántók talajaiból.* Ennek oka a szőlőterületek talajainak szignifikánsan magasabb agyagtartalmához kötődő több réz lehet, melyet Szabó Gy. (2003) munkája is alátámaszt (52. ábra). A szőlőterületeken a réz a réz-szulfát permetezéséből származik, a szignifikánsan magasabb agyagtartalom pedig a szőlőtelepítések előtti rigolszántás következménye. A Ramann-féle barna erdőtalajon is végbemegy agyagbemosódás, a textúrdifferenciálódási hányados azonban csak 1,2 körül marad, átforgatva viszont elegendő ahhoz, hogy a felszínen nagyobb legyen az agyagtartalom amelyen, mint kolloidon megkötődik a réz.



52. ábra. A különböző HNO₃-savterhelések hatására mobilizálódó réz statisztikai mutatói területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

A réz adszorpciója a talajban pH-függő folyamat, eszerint a pH növekedésével növekszik a megkötött mennyiség is. Vizsgálataink során *pozitív előjelű korrelációs koefficienseket kaptunk mind a kémhatással, mind a pufferkapacitással és a CaCO₃-tartalommal.* Ezt azzal magyarázzuk, hogy a vizsgált minták között egyaránt voltak közepesen savanyú, gyengén savanyú és semleges kémhatású talajok. A savanyú talajokban a pH-függés miatt kevesebb fém fog megkötődni, így amikor savas kezelésnek vetjük alá, kevesebb tud oldatba menni. A semleges körüli tartományban ezzel szemben több fém kötődik meg, és savhatásra ennek megfelelően több is kerülhet oldatba. Így tehát – adott körülmények között – a pH valóban növelheti az oldat rézkoncentrációját.

Eredményeinkből az is kiderül, hogy *a réz szerves és szervesetlen kolloidokhoz is kötődik: szignifikáns (pozitív) korrelációs kapcsolatot találtunk a 0,002-0,001 mm-es frakciótartománnyal és a humuszminőséggel is (15. táblázat).* A ma-

gyarázat hasonló a kémhatáshoz, vagyis minél kevesebb a kolloid a talajban, annál kevésbé tud megkötődni a réz is, így a nagyobb mennyiség nagyobb mobilizációt is jelenthet. Szabó S. et al. (1987) szerint a réz megkötésében az agyag- és agyagásvány-tartalom, valamint a humusz játssza a fő szerepet, ami eredményeinkkel is egybehangzik. Szegedi (1999) munkája szintén a humusz rézmegkötő szerepét támasztja alá.

Forward stepwise regressziós modellt alkalmazva kimutattuk, hogy (a normál eloszlású 10 mólos savkezelésre oldatba került réz esetében) a talajtulajdonságok közül kb. fele részben a pH, 30%-ban a humuszminőség és 20%-ban az agyagtartalom határozza meg a mobilizálódó réz mennyiségét. A többszörös determinációs koefficiens értéke $R=0,77$ ($p<0,01$), mely alapján az összefüggést nagy biztonsággal elfogadhatjuk.

15. táblázat. A különböző töménységű savak hatására mobilizálódó réz és a talajtulajdonságok Spearman-féle korrelációs koefficiensei (a vastagon szedett értékek: $p<0,01$)

	Cu	Co	Zn	pH	ΔpH	BC	2-0,5	0,002-0,001	H%	CaCO ₃	K
	-tartalom a talajban										
1 óra											
0,01M	0,43	-0,21	0,44	0,32	-0,45	0,43	-0,48	0,29	-0,13	0,37	0,42
0,1M	0,74	-0,55	0,76	0,75	-0,71	0,77	-0,68	0,64	-0,47	0,67	0,62
1M	0,66	-0,56	0,70	0,77	-0,64	0,76	-0,60	0,56	-0,63	0,70	0,49
10M	0,72	-0,50	0,74	0,76	-0,68	0,77	-0,65	0,57	-0,55	0,65	0,58
1 nap											
0,01M	0,20	0,29	0,13	0,34	-0,12	0,10	-0,12	-0,22	0,26	0,01	0,12
0,1M	0,74	-0,48	0,77	0,67	-0,71	0,66	-0,68	0,58	-0,34	0,52	0,66
1M	0,76	-0,71	0,77	0,82	-0,79	0,79	-0,59	0,75	-0,54	0,55	0,64
10M	0,85	-0,49	0,79	0,76	-0,81	0,81	-0,56	0,66	-0,32	0,51	0,68
1 hét											
0,01M	-0,63	0,60	-0,65	-0,61	-0,71	-0,68	0,60	-0,55	0,43	-0,52	-0,70
0,1M	0,71	-0,30	0,70	0,33	-0,48	0,37	-0,66	0,49	-0,06	0,27	0,43
1M	0,90	-0,61	0,89	0,74	-0,79	0,77	-0,72	0,71	-0,36	0,59	0,62
10M	0,85	-0,58	0,86	0,71	-0,75	0,77	-0,67	0,68	-0,43	0,59	0,62

A mobilizálódó rézzel a legkisebb savas terhelések esetében az órás és napos kezelési idő alkalmazásánál nem találtunk értékelhető szignifikáns kapcsolatokat a vizsgálatba vont talajtulajdonságokkal. Az 1 hetes kezelésnél nagyobbak voltak a korrelációs koefficiensek, melyek előjele ellentétes volt a töményebb savas terheléseknél tapasztaltakkal. Ebből arra következtethetnénk, hogy a gyenge savak hatását még pufferelni tudja a talaj, de feltehetőleg inkább a detektálási határ közelébe eső kis koncentrációk miatti bizonytalanság jelenik meg az eredményekben.

A 0,1 mólos és az ettől erősebb savas kezelés során azonban már több változóval is szorosabb összefüggést tudtunk kimutatni. A talaj rézkoncentrációja esetében a korreláció 0,6-0,9 ($p<0,01$), ami azt mutatja, hogy az eredeti fémtartalom meghatározó a folyamatban. Az oldatba kerülő réz mennyisége szoros kapcsolatban van a talaj cinktartalmával ($r=0,6-0,9$; $p<0,01$), vagyis a két fém a savasodásra hasonlóan reagál. A pH és a puffertkapacitás kapcsolata szintén szoros a mo-

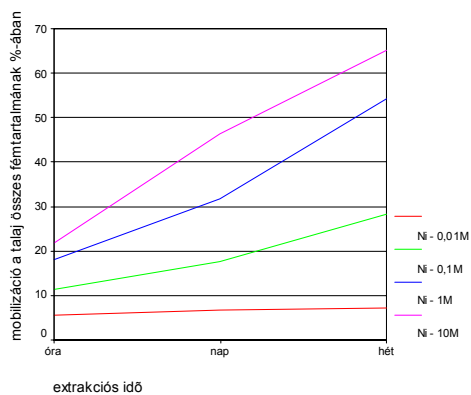
bilizált fémtartalommal ($r=0,75-0,82$; $p<0,01$ – mindkét változó esetében). A 0,002-0,001 mm-es frakciótartománnyal pozitív – az expozíciós idővel erősödő ($r=0,56-0,75$; $p<0,01$) – a kapcsolat. A durva homok frakcióval (2-0,5 mm) való negatív összefüggés viszont nem meglepő, ugyanis ez a szemcseösszetételi frakció nem képes fémmegkötésre, így minél több van belőle a talajban, annál kevesebb lehet a fémtartalom is. A humusz mennyisége fordított, a minősége egyenes arányban áll a mobilizáló rézzel, bár az összefüggés egyik változó esetében sem szoros, de szignifikáns.

A korrelációs együtthatók alapján összességében elmondhatjuk, hogy a mobilizálódó réz koncentrációját nem ugyanazok a talajtulajdonságok befolyásolják a különböző savas hatások és az expozíciós idők tekintetében. A legkisebb savterhelés csak az 1 hetes kezelési idő esetében mutat szignifikáns kapcsolatot a talaj tulajdonságaival. A nagyobb töménységű savaknál nem feltétlenül a legerősebb savnál jelentkezik egy-egy talajtulajdonság maximális hatása. *Általában a hosszabb expozíció nem okozott jelentős különbséget a napos kezelésnél tapasztaltakhoz képest.*

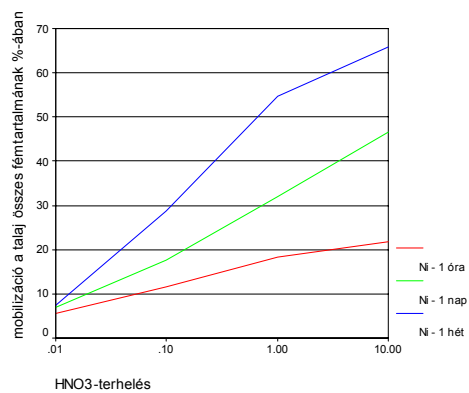
A réz olyan elem, amiből ha kevés van, hiánybetegséget okoz, ha sok, akkor pedig toxikus. Nagy mennyiségben a növényekbe jutva reakcióba lép a sejtmembránnal, megváltoztatja áteresztőképességét, szerves molekulákkal erős kelátokat képezve át is juthat rajta, emellett gátolja az enzimek működését. Leginkább a gabonafélék, a pillangósok, a citruscsemeték és a spenót érzékenyek a rézre (Csathó, 1994). Esetünkben még a rézgálicos növényvédelem miatt a rézterhelésnek jobban kitett szőlőterületeken sem magas a koncentráció, átlagosnak mondható. Inkább az a veszély fenyeget, hogy *a pH-csökkenés miatt a könnyebben mobilizálható réz kimosódik és a növények nem tudnak eleget felvenni belőle, mint esszenciális nyomelemből.*

Nikkel

A nikkel kioldódása mind a sav töménységével, mind az eltelt idővel arányosan (csaknem lineárisan) nő. 1 óra elteltével a legkisebb és legnagyobb savas terhelés között még csak kb. 4,5-szeres, 1 hét után viszont már 10-szeres a különbség a mobilizálódott hányadot tekintve. A legerősebb hatású 10 M-os sav kb. 2-szer annyi nikkelt (47%) old ki 1 nap alatt, és 3-szor annyit 1 hét alatt (65%), mint 1 óra alatt (22%). A gyengébb savak (0,01-0,1 M) esetében ez a hatás sokkal gyengébb, még a 0,1 M-os sav esetében is alig 2-szeres a különbség 1 hét elteltével. A nikkel tehát *gyengébb savak esetében alig, 1 mólosnál erősebb savak hatására pedig nagy mértékben mobilizálódik, amit az expozíciós idő is jelentős mértékben növel* (53. és 54. ábra).

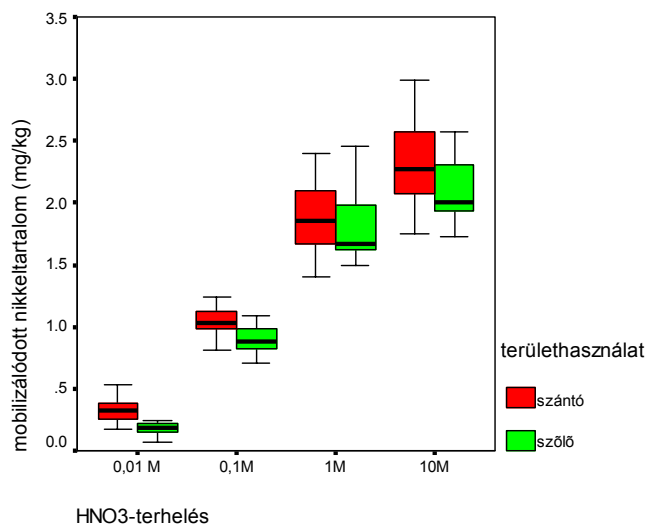


53. ábra. A nikkell mobilizációja különböző savterhelések mellett az idő függvényében



54. ábra. A nikkell mobilizációja eltérő savas expozíció hatására különböző terhelések függvényében

A kioldódott mennyiségeket a területhasználat szerint vizsgálva nem találunk nagy különbségeket. A szántók talajaiból minden esetben több nikkell mobilizálódik, mint a szőlők esetében, a nagyobb savkoncentrációk felé haladva ez a különbség csökken (55. ábra).



55. ábra. A különböző HNO₃-savterhelések hatására mobilizálódó nikkell statisztikai mutatói területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

A mobilizálódó nikkell koncentrációja kevés talajtulajdonsággal áll szignifikáns kapcsolatban, és ezek legtöbbje is gyenge összefüggést mutat (16. táblázat). A nikkell koncentrációját a talajban a mechanikai összetétel és a szervesanyag-tartalom határozza meg (Csathó, 1994; Kádár, 1991).

A mobilizálódó nikkeltartalom és a talaj összes nikkeltartalma között nem találtunk értékelhető kapcsolatot. A *pH* ez esetben *koncentráció-csökkentő hatású, vagyis minél nagyobb, annál kisebb az oldatba kerülő nikkeltartalom mennyisége*. A gyenge savas kezelésekkel áll szorosabb kapcsolatban a puffertartalom, a homokfrakció (2-0,02 mm) és a 0,002-0,001 mm frakciótartomány is. Vizsgálatunkban a homokfrakció pozitív, a sovány agyag negatív kapcsolatot mutatott az oldatba került nikkeltartalommal, tehát a kisebb töménységű savakkal szemben még bizonyos mértékig vissza tudja tartani a talaj a nikkeltartalmát akkor, ha elegendő az agyagtartalom. Az extrakciós idő növelésével a kapcsolatok erőssége az egyes talajtulajdonságokkal lényegileg nem változott (helyenként inkább csökkent), egyedül a *humuszminőség* esetében (0,1M HNO₃) növekedett csaknem 0,2-et a korrelációs koefficiens (így lett -0,63; $p < 0,01$). Eredményeink megfelelnek a *Filep Gy.* (1998; 1999b) és *Simon L.* (1999) munkáiban olvasható, a talajban lévő nikkeltulajdonságaival kapcsolatos tényeknek. A *mechanikai összetétellel* való kapcsolatot *Szabó Gy.* (2000) is kimutatta, azonban a szakirodalomban említett összefüggést a humuszanyagokkal neki sem sikerült alátámasztania, amit a szerves anyagok gyenge humifikációjával, így gyengébb fémmegkötő-képességével magyaráz. Ezzel a megállapítással egyetértünk, mivel a humuszminőség a mi mintáinkban is alacsony, a korrelációs koefficiens a hosszabb idejű savas terheléseknél pedig a -0,6-et ($p < 0,01$) is eléri, ami a talajokban zajló komplex folyamatrendszereket figyelembe véve már magyarázó erejű lehet.

16. táblázat. A különböző töménységű savak hatására mobilizálódó nikkeltartalom és a talajtulajdonságok Spearman-féle korrelációs koefficiensei (a vastagon szedett értékek: $p < 0,01$)

	Ni	Co	Mn	pH	BC	2-0,02	0,002-0,001	K
	- tartalom a talajban							
1 óra								
0,01M	-0,06	0,60	0,52	-0,57	-0,52	0,52	-0,50	-0,39
0,1M	-0,04	0,56	0,61	-0,58	-0,54	0,61	-0,55	-0,47
1M	0,09	0,44	0,55	-0,38	-0,37	0,44	-0,39	-0,44
10M	0,13	0,47	0,49	-0,34	-0,21	0,31	-0,30	-0,18
1 nap								
0,01M	-0,16	0,64	0,35	-0,59	-0,60	0,49	-0,59	-0,39
0,1M	-0,09	0,52	0,55	-0,55	-0,59	0,64	-0,51	-0,63
1M	0,08	-0,09	0,16	0,13	0,10	0,12	0,12	-0,16
10M	0,38	-0,07	0,17	0,22	0,28	0,01	0,11	-0,12
1 hét								
0,01M	-0,11	0,71	-0,63	-0,71	-0,73	0,71	-0,61	-0,64
0,1M	0,26	0,49	-0,29	-0,35	-0,36	0,60	-0,25	-0,44
1M	0,43	0,08	-0,07	-0,16	-0,15	0,24	-0,05	-0,29
10M	0,43	0,14	-0,16	-0,11	-0,07	0,34	-0,13	-0,39

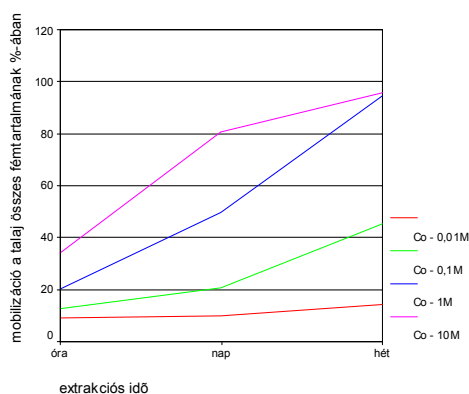
A savhatásra mobilizálódó nikkeltartalom esetében összefoglalásként megállapíthatjuk, hogy leginkább a *kisebbségi savterheléseknél volt kimutatható szorosabb kapcsolat a talajtulajdonságokkal*. Az egy órás expozíciós időnél találtuk a legtöbb (de nem a legerősebb) szignifikáns kapcsolatot, és az egy hetesnél a legerősebb össze-

függéseket, melyek a következők: *pH, pufferkapacitás, homokfrakció, agyagtartalom és humuszminőség*. Ezek közül a homokfrakció nagyobb mennyisége (a kis adszorpciós felület miatt) nem csökkenti a talajoldatba kerülő nikkeltartalmát, a többi változó viszont igen.

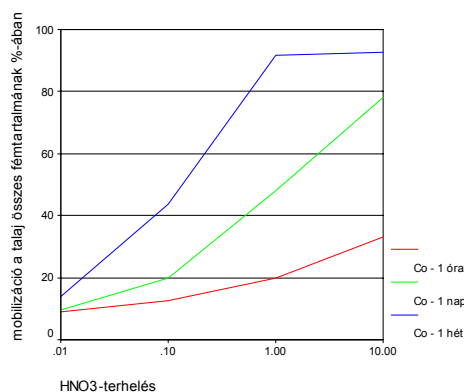
A nikkelt a rézhez hasonlóan esszenciális nyomelem, bizonyos koncentráció felett mind a növényekre, mind az állatokra és az emberre toxikus. A túl sok nikkelt erős kelátképző hatásával (más esszenciális nehézfémek kiszorításával), valamint növények tápanyagfelvételére és gyökérnövekedésére gyakorolt gátló hatásával okoz problémákat (10-100 mg/kg felvétele esetén). Állatok esetében a mérgezés esélye kicsi, számottevőbb a hiány jelentősége: számos enzim alkotóeleme (pl. ureáz), befolyásolja a szénhidrát-anyagcserét, felborul a vas- és kalcium-anyagcsere (Szabó S. A. et al. 1993). Mintáink 34 mg/kg-os átlagos nikkeltartalma nem mondható magasnak a hazai átlag 5-50 mg/kg-os értékeihez viszonyítva, így a savanyodással kapcsolatban ez esetben is inkább a mobilizáció miatti koncentráció-csökkenés okozhat problémát hosszú távon.

Kobalt

Az 1 óra alatt kioldódó kobalt mennyiségében kb. 3,5-szeres különbség van a 0,01 M-os és a 10 M-os kezelés között, ami 1 hét alatt csaknem 9-szeresre emelkedik. A 10 mólos sav alkalmazása 1 hét elteltével nem okozott nagyobb fémkoncentrációt, mint az 1 mólos, így hasonló következtetést vonhatunk le, mint a réz esetében: az 1 mólosnál erősebb savak hatása 1 hét után nem különbözik, vagyis hosszabb expozíció esetén nem szükséges a legerősebb sav jelenléte a talaj kobalttartalmának 90%-os mobilizációjához (56-57. ábra). A kobalt tehát könnyen mobilizálódik, ezért fordulhat elő az, hogy már az 1 mólos töménységű savas kezelés hatására is a talaj kobalttartalmának döntő része oldatba került.

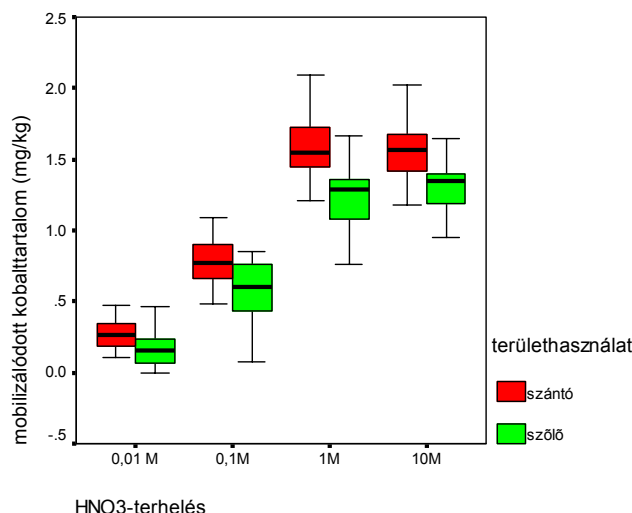


56. ábra. A kobalt mobilizációja különböző savterhelések mellett az idő függvényében



57. ábra. A kobalt mobilizációja eltérő savas expozíció hatására különböző terhelések függvényében

A területhasználat szerinti különbségek a nikkelhez hasonlóan alakulnak, vagyis a szántók talajaiból több, a szőlőkéből kevesebb kobalt mobilizálódik. Itt viszont a savanyúság erősödésével az eltérés egyre nagyobb mértékű (58. ábra).



58. ábra. A különböző HNO₃-savterhelések hatására mobilizálódó kobalt statisztikai mutatói területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

A savas kezelések hatására mobilizálódó kobalt kevés talajtulajdonsággal áll szignifikáns kapcsolatban. A talaj kobalttartalma csak a hosszabb idejű, erősebb savas terheléseknél befolyásolja az oldatba kerülő mennyiséget. A talaj kobalttartalma nagy részben vas- és mangánoxidokhoz, illetve a talaj finomfrakciójához kötődik (Szabó Gy. 2000). Mintáinkban szoros korrelációs összefüggést mutattunk ki az összes kobalt- és mangántartalom ($r=0,83$; $p<0,01$), valamint az erősebb savas terhelések hatására mobilizálódó kobalt és mangán között ($r=0,8$ körüli értékek; $p<0,01$). Emellett a 0,002-0,001 mm-es frakciótartománnyal, a pH-val, a pufferkapacitással és a CaCO₃-tartalommal találtunk értékelhető kapcsolatot: ezek a változók fordított arányban állnak a mobilizálódó kobalt mennyiségével (17. táblázat). Mindebből arra következtethetünk, hogy az általunk vizsgált talajokban a kobalt nagy hányada mangánoxidokban, valamint az agyagásványokban van megkötve. A kobalttartalom és mozgékonyság ezért nagymértékben függ a mangán- és agyagtartalomtól. A savanyodással párhuzamosan a kobalt mobilizációja is megnő, kilúgúzódhat a gyökérzónából, hiánybetegséget okozva, vagy ritka esetekben a növények bioakkumulációja révén toxikus lehet (Simon L. 1999).

Kísérletünkben a legtöbb szignifikáns összefüggést az 1 hetes kezelésnél tapasztaltuk. Az erősebb savas terheléseknél szintén gyenge korrelációs kapcsolat mutatható ki a durva homokkal pozitív és a 0,002-0,001 mm-es frakciótartománnyal negatív az összefüggés. A rövidebb expozíciós időkhöz képest minden kezelésnél erősödik a pH és a pufferkapacitás hatása ($r=-0,7$; $p<0,01$).

Összességében a talaj kobalt- és mangántartalmát, a pH-t, a pufferkapacitást, valamint a 2-0,5 mm-es és 0,002-0,001 mm-es frakciótartomány hatását kell megemlítenünk a savhatásra mobilizálódó kobalt kapcsán. A rövidebb idejű (1 órás, 1 napos) terheléseknél csak a nagyobb töménységű savakkal mutatható ki kapcsolat, az 1 hetes esetében pedig már a 0,01 mólos kezelésekkel is. Meg kell jegyeznünk, hogy a kis koncentrációk esetében az alacsony korrelációs koefficiensek a mérés bizonytalanságából származnak, melyet figyelembe kell vennünk az értékeléskor. Érzékenyebb méréstechnika esetén a kis koncentrációkhoz tartozó pontosabb adatok miatt feltehetőleg a korreláció erőssége is növekedne.

17. táblázat. A különböző töménységű savak hatására mobilizálódó kobalt és a talajtulajdonságok Spearman-féle korrelációs koefficiensei (a dőlt szedett értékek: $p < 0,05$; a vastagon szedett értékek: $p < 0,01$)

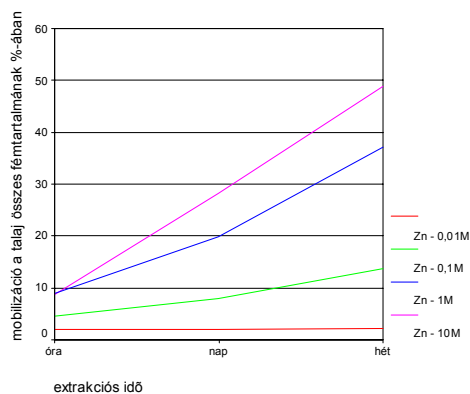
	Co- tartalom a talajban	pH	BC	2-0,02	0,002- 0,001	CaCO ₃	K
<i>1 óra</i>							
0,01M	0,26	0,06	0,10	0,19	-0,15	0,01	0,01
0,1M	0,46	-0,13	-0,11	0,46	-0,41	-0,18	-0,36
1M	0,45	-0,20	-0,19	0,44	-0,31	-0,11	-0,31
10M	0,47	-0,39	-0,34	0,36	-0,43	-0,14	-0,40
<i>1 nap</i>							
0,01M	0,33	-0,11	-0,03	0,16	-0,14	-0,02	0,03
0,1M	0,44	-0,52	-0,55	0,41	-0,37	-0,29	-0,28
1M	0,20	-0,35	-0,41	0,25	-0,32	-0,41	-0,34
10M	0,64	-0,56	-0,55	0,61	-0,48	-0,51	-0,40
<i>1 hét</i>							
0,01M	0,42	-0,53	-0,54	0,32	-0,39	-0,41	-0,36
0,1M	0,47	-0,69	-0,65	0,42	-0,36	-0,69	-0,26
1M	0,65	-0,73	-0,68	0,65	-0,60	-0,65	-0,40
10M	0,62	-0,64	-0,54	0,62	-0,52	-0,47	-0,25

A kobalt esszenciális nyomelem, a B₁₂ vitamin alkotórésze. Erős komplexképző, képes helyettesíteni más tápelemeket biológiailag aktív helyeken, vagyis csökkenti ezek felvehetőségét. A kobaltfelesleg vashiányt okoz a növényekben, emellett néhány növény (pl. bab) igen érzékeny a kobaltra, míg mások akár 500-800 mg/kg-ot képesek felhalmozni (*Clotoralia cobalticola*). Egyes mikroorganizmusok – különösen a nitrogénköti baktériumok – működéséhez nélkülözhetetlen (Szabó S. A. et al. 1993). Természetes körülmények között a mérgezés ritka, sokkal gyakoribb a kobalthiány. Mintáink kobalttartalma átlagosan 15 mg/kg, mely megfelel a hazai talajok átlagának. Az előzőekhez hasonlóan *e fém esetében sem fenyeget a veszélyes mértékű kioldódás, a környezet elszennyezése. További savanyodásra jelentős mennyiségű kobalt kerülhet a talajoldatba és mosódhat ki a szelvényből* (lásd 14. táblázat 1 hetes, 0,1 mólos terhelés).

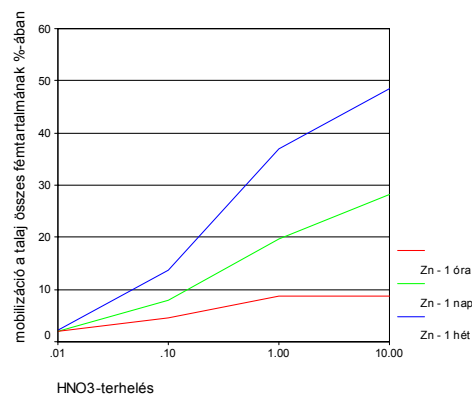
Cink

A különböző savas terhelések hatására mobilizálódó cink diagramja a nikkelhez hasonló képet mutat. Az 1 óra alatt 0,01M-os sav hatására kioldódó mennyi-

ségnek kb. 4-5-szöröse a 10 mólos sav hatása. Ugyanezen idő alatt nincs igazán különbség az 1M-os és 10 M-os savkezelésre oldatba kerülő cinkkoncentráció között. A különbség már az 1 napos expozíció során markánsabbá válik, mivel a legkisebb savas terhelés alig változtat valamit a koncentráción az idő függvényében, a 0,1-10 mólos viszont megemeli azt. Az 1 mólos sav hatására 1 óra alatt a talaj cinktartalmának 8,8%-a kerül oldatba, 1 nap alatt 19%-a, 1 hét alatt pedig 38%-a, vagyis körülbelül megduplázódik a mobilizált mennyiség. A 10 mólos sav hatására még erősebben jelentkezik a fémextrakció: 8%, 28% és 48%, a különböző kezelési időknek megfelelően. A sav töménységét tekintve a 0,1 mólostól erősebb savak fejtenek ki jelentősebb hatást, különösen a napos és hetes expozíciók esetében. Az 1 órás kezeléseknél az 1 mólos savak oldják ki a legtöbb fémeket (8,7%), melyen a 10 mólos már nem változtat, sőt kis mértékű koncentráció csökkenés figyelhető meg (8,3%). Ez arra enged következtetni, hogy *a rövid idejű savas terhelés során elegendő az 1 mólos töménységű sav ahhoz, hogy az adott idő alatt mobilizálható cinkmennyiség oldatba kerüljön* (59-60. ábra).

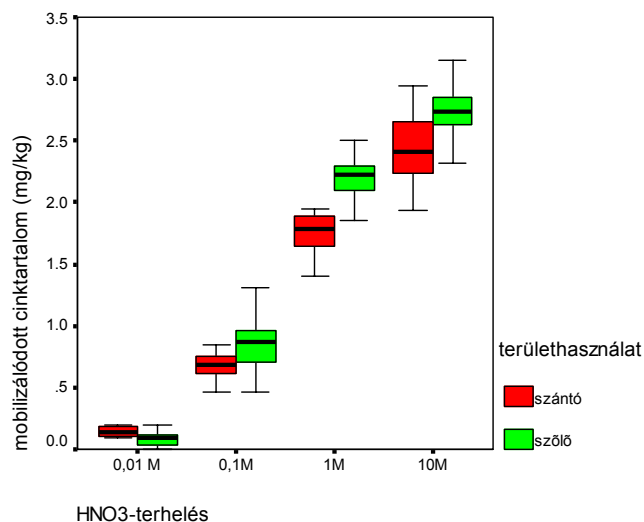


59. ábra. A cink mobilizációja különböző savterhelések mellett az idő függvényében



60. ábra. A cink mobilizációja eltérő savas expozíció hatására különböző terhelések függvényében

A cink mobilizációjában a területhasználat szerint csak az erősebb savak hatására kioldódó nagyobb koncentrációk (vagyis a nagyobb pontosságú mérések) esetében jöttek ki értékelhető különbségek. Eszerint *a szőlőterületek talajaiból több cink oldódik ki, mint a szántók esetében*. A különbség az 1 mólos terhelésnél a leghatározottabb, nem pedig a legtöményebb, 10 mólos savnál. Az eltérő koncentrációk magyarázata a rézhez hasonlóan a szőlőterületek nagyobb agyagtartalma és az ehhez kötődő nagyobb mobilizálódó cinktartalom lehet (61. ábra).



61. ábra. A különböző HNO₃-savterhelések hatására mobilizálódó cink statisztikai mutatói területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

A cink több talajtulajdonsággal mutatott szignifikáns kapcsolatot, de leginkább csak a hosszabb extrakciós időeknek volt számottevő hatása.

Az 1 óra alatt oldatba jutó cink mennyisége alacsony, mérési eredményeink bizonytalansága ebben a tartományban nagy, így nem véletlen az sem, hogy a korrelációs kapcsolatok erőssége kicsi. Az 1 napos kezelés vizsgálatakor már több talajtulajdonsággal tudtunk kapcsolatot kimutatni. A talaj cinktartalma az 1 és 10 mólos savterhelésnél korrelált legjobban az oldatba került mennyiséggel ($r=0,56$ és $r=0,66$; $p<0,01$), ennek a töménységnek volt csak jelentősebb hatása. A pH, a pufferekapacitás és a CaCO₃-tartalom a 0,01 mólos savnál még csökkenti a mobilizálódó mennyiséget, utána azonban már nem tudja pufferelni a savas hatást, így az addig kötött ionok oldatba kerülnek. Ez a legmarkánsabban az 1 mólos sav esetében látszik. A 0,002-0,001 mm-es frakciótartomány az erősebb savakkal mutat kapcsolatot, melyből hasonló következtetést vonhatunk le, mint a pH-nál: a talaj nem képes tompítani a sav fémmobilizáló hatását. A szervesanyag-tartalom az erősebb savakkal szemben csökkenti a kioldódást. Érdekes az összefüggés a talaj gyengén és erősebben polimerizálódott humuszanyagaival: a gyengébb savak által mobilizált cink a NaOH-dal ($r=0,5$; $p<0,01$) kioldott humuszsavakkal, az erősebb savak pedig a humuszminőséggel ($r=0,48$; $p<0,01$) korrelálnak. A korrelációs együtthatókból látszik, hogy az összefüggés nem túl szoros, de a kapcsolat szignifikáns volta miatt mégis feltételezhetjük, hogy a rosszabb minőségű humuszanyagok már kis savas terhelés hatásának sem tudnak ellenállni, az általuk kötött cink mobilizálódik, a jobb minőségűek pedig csak az 1 mólosnál töményebbek hatását nem tudják kivédeni. Az 1 hetes savkezelés általában a korrelációs kapcsolatok erősödését hozta magával (18. táblázat).

18. táblázat. A különböző töménységű savak hatására mobilizálódó cink és a talajtulajdonságok Spearman-féle korrelációs koefficiensei (a dőlttel szedett értékek: $p < 0,05$; a vastagon szedett értékek: $p < 0,01$)

	Zn	Cu	Co	pH	BC	2-0,5	0,002-0,001	H%	CaCO ₃	NaOH	K
	- tartalom a talajban										
1 óra											
0,01M	-0,25	-0,26	0,30	-0,36	0,40	0,14	-0,15	0,12	-0,42	0,47	0,01
0,1M	0,04	0,01	0,08	0,12	0,10	0,03	0,06	-0,32	0,07	0,17	-0,35
1M	0,23	0,16	-0,06	0,17	0,18	-0,15	0,06	-0,37	0,28	0,13	-0,30
10M	0,19	0,13	0,09	0,00	0,04	-0,14	-0,04	-0,17	0,02	0,29	-0,34
1 nap											
0,01M	-0,30	-0,28	0,62	-0,57	-0,58	0,32	-0,51	0,29	-0,57	0,50	-0,29
0,1M	-0,31	0,25	-0,01	0,04	-0,06	-0,16	0,21	-0,30	-0,14	0,40	0,28
1M	0,56	0,48	-0,56	0,58	0,55	-0,42	0,60	-0,74	0,35	-0,28	0,48
10M	0,66	0,61	-0,47	0,56	0,59	-0,59	0,44	-0,40	0,48	-0,04	0,43
1 hét											
0,01M	-0,46	-0,42	0,69	-0,58	-0,56	0,51	-0,45	0,12	-0,72	0,60	-0,15
0,1M	0,47	0,50	0,03	0,15	0,20	-0,38	0,24	-0,19	-0,04	0,46	0,37
1M	0,81	0,81	-0,58	0,72	0,73	-0,74	0,61	-0,53	0,55	-0,13	0,55
10M	0,65	0,62	-0,46	0,52	0,55	-0,55	0,50	-0,55	0,48	-0,21	0,28

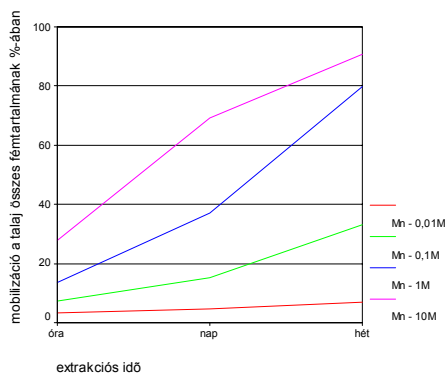
A cink talajoldatba kerülése pH-függő folyamat, Kiekens – Cottenie (1985), valamint Csillag *et al.* (1998) vizsgálatai szerint a savanyodás hatására az egyik legmozgékonyabb fém. Kísérletünkben ezt csak a hosszabb expozíciós idők mellett tudtuk részben igazolni. Ennek oka az lehet, hogy az említett szerzők cinkben gazdagabb és szennyvíziszappal kezelt talajon végezték kísérletüket, mi pedig a rézhez hasonlóan savanyú talajon. Esetünkben a talaj már korábban – még természetes körülmények között – elszegényedett cinkben egyrészt az alacsony pH, másrészt a növénytermesztéssel kivont veszteség miatt. Emellett kimutattuk, hogy a szervesanyag-tartalommal negatív, a humuszsavakkal és a 0,002-0,001 mm-es frakciótartománnyal pozitív a korrelációs kapcsolat. E változók esetében is igaz, hogy a rövid idejű extrakció esetén nem volt szignifikáns az összefüggés.

A cink minden élőlény számára fontos elem, számos enzim alkotórésze, szabályozza a szénhidrátok átalakulását és az oxidációs folyamatokat. 10-20 mg/kg koncentráció esetén cinkhiány lép fel, 400 mg/kg felett pedig mérgezési tüneteket okoz, mely a növényi fejlődést gátolja, terméshozam-csökkenést okoz (O'Neill, 1993). A magyarországi erdőtalajok átlagos cinktartalma 70-115 mg/kg, így a mintáink 53 mg/kg-os koncentrációja alacsonynak mondható. Ez az érték – mint ahogy már a korábbiakban is utaltunk rá – feltehetőleg a savanyodás következménye. Kísérletünk szerint további savanyodásra még csökken a talajok cinktartalma, azonban már nem számottevő mértékben.

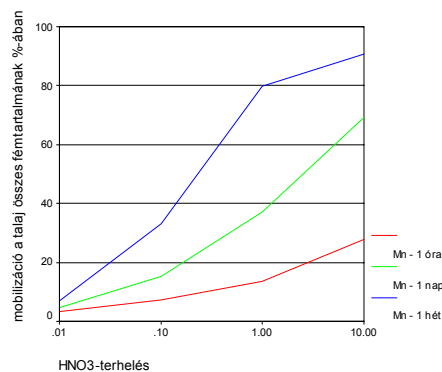
Mangán

A mangán savhatásra, különösen a töményebb savak hatására igen mozgékonyak bizonyult. A legkisebb savterhelés a talaj mangántartalmának a 3%-át, a legnagyobb a 27%-át vitte oldatba egy óra alatt. A 0,01 mólós sav még 1 hét elteltével is csak a 7%-ot tudott mobilizálni, a 10 mólós azonban már a 90%-ot. A na-

gyobb mennyiségek (a teljes fémtartalom 40%-ának) mobilizálódása az 1 mólosnál erősebb, legalább 1 napos extrakció mellett következik be (62-63. ábra).

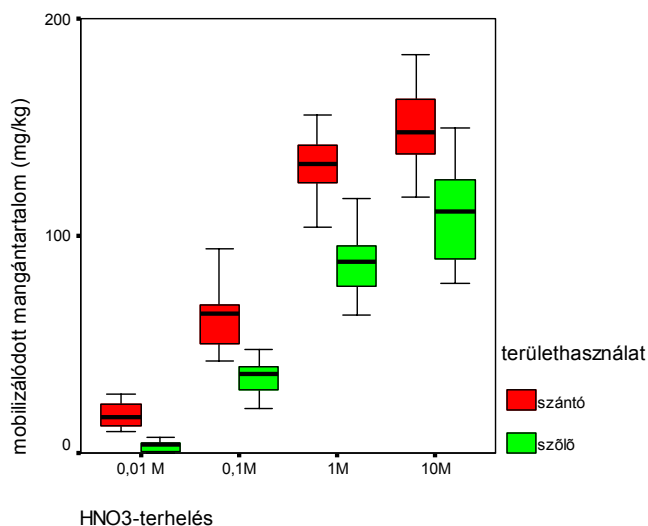


62. ábra. A mangán mobilizációja különböző savterhelések mellett az idő függvényében



63. ábra. A mangán mobilizációja eltérő savas expozíció hatására különböző terhelések függvényében

A területhasználatból eredő talajtulajdonság-különbségek a mangán-mobilizációt is jelentősen befolyásolták: *minden kezelésnél szignifikánsan több mangán oldódott ki a szántók talajaiból a szőlőkhöz viszonyítva* (64. ábra).



64. ábra. A különböző HNO₃-savterhelések hatására mobilizálódó mangán statisztikai mutatói területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

A savas terhelések során mobilizálódott mangán több talajtulajdonsággal szoros szignifikáns kapcsolatban áll. A legfontosabb különbség a legtöbb fémrel

szemben az, hogy már az 1 órás expozíciónál is jelentős korrelációs kapcsolatot tudunk kimutatni a változók többségével.

A mobilizáció szempontjából meghatározó a pH, a pufferkapacitás, a CaCO_3 -tartalom és az agyagtartalom. Emellett kisebb mértékben befolyással van a folyamatra a humuszminőség is (19. táblázat). Ezek a tényezők fordított kapcsolatban állnak a mobilizálódó mangánnal, vagyis minél nagyobb a mennyiségük, illetve értékük, annál kisebb kioldódással számolhatunk. Szignifikáns, 0,7 körüli korrelációs kapcsolat van a mobilizálódó mangán és a talaj kobalttartalma között, mely megerősíti korábbi megállapításunkat: a kobalt jelentős része mangán-oxidokhoz kötődik a talajban.

Az expozíciós idő hosszával a korrelációs kapcsolatok erősödését figyeltük meg. Szoros kapcsolat van talaj mangántartalmával minden savkezelésnél. A többi talajtulajdonság esetében a korreláció a sav töménységének erősödésével csökken. A pufferkapacitás és pH hatása minden kezelésnél jelentős, a korrelációs együtttható legalább -0,7, a kisebb savas terheléseknél pedig alig kevesebb -0,9-től. Itt már kijelenthetjük, hogy a kapcsolat szoros és e két tényező meghatározó a mangán kioldódás gátlásában. Hasonlókat mondhatunk a CaCO_3 -tartalomról is, itt viszont az erősebb savaknál a korreláció csak -0,6. A humuszminőség esetében gyengült az összefüggés, a -0,5 körüli értékekről már nem jelenthetjük ki, hogy közvetlen a kapcsolat, de számításba véve, hogy a talaj egy igen bonyolult rendszer, mégis figyelemre méltó (19. táblázat).

19. táblázat. A különböző töménységű savak hatására mobilizálódó mangán és a talajtulajdonságok Spearman-féle korrelációs koefficiensei (a dőltén szedett értékek: $p < 0,05$; a vastagon szedett értékek: $p < 0,01$)

	Mn	Zn	Cu	Co	pH	BC	2-0,5	0,002-0,001	H%	CaCO ₃	K
	- tartalom a talajban										
1 óra											
0,01M	0,48	-0,49	-0,49	0,57	-0,59	-0,61	0,43	-0,48	0,39	-0,52	-0,42
0,1M	0,67	-0,73	-0,74	0,65	-0,71	-0,76	0,75	-0,67	0,41	-0,55	-0,64
1M	0,60	-0,57	-0,59	0,53	-0,55	-0,60	0,60	-0,51	0,21	-0,40	-0,51
10M	0,40	-0,38	-0,43	0,46	-0,54	-0,54	0,36	-0,45	0,24	-0,37	-0,38
1 nap											
0,01M	0,39	-0,39	-0,35	0,66	-0,61	-0,62	0,44	-0,61	0,41	-0,64	-0,38
0,1M	0,48	-0,62	-0,66	0,58	-0,70	-0,75	0,69	-0,53	0,21	-0,61	-0,46
1M	0,36	-0,56	-0,62	0,35	-0,51	-0,55	0,53	-0,42	0,10	-0,40	-0,60
10M	0,49	-0,65	-0,64	0,56	-0,60	-0,63	0,70	-0,55	0,53	-0,47	-0,68
1 hét											
0,01M	0,72	-0,76	-0,73	0,76	-0,88	-0,89	0,73	-0,66	0,47	-0,82	-0,56
0,1M	0,68	-0,67	-0,63	0,67	-0,84	-0,85	0,68	-0,59	0,44	-0,80	-0,53
1M	0,74	-0,68	-0,63	0,68	-0,70	-0,71	0,72	-0,60	0,49	-0,61	-0,52
10M	0,78	-0,64	-0,57	0,70	-0,70	-0,64	0,73	-0,66	0,37	-0,60	-0,43

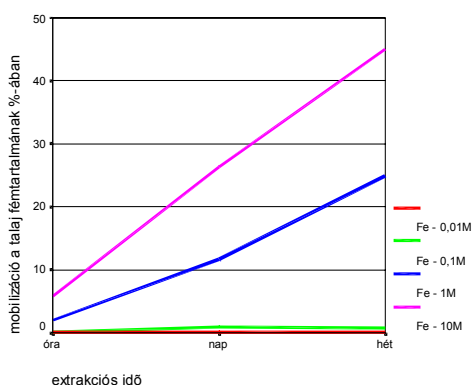
A mobilizálódó mangán mennyisége szignifikánsan összefügg a kobalttal, mely arra utal, hogy e fém megkötődését a talajban nagy részben a mangán-oxidok határozzák meg. A pH-val, a pufferkapacitással, a CaCO_3 -tartalommal, a 0,002-0,001 mm-es szemcseösszetételi tartománnyal és a humuszminőséggel negatív szig-

nifikáns kapcsolat áll fenn, mely azt mutatja, hogy a nagyobb értékek csökkentik a mangán mobilizációját. A kapcsolatok erőssége az expozíciós idő hosszával általában növekszik.

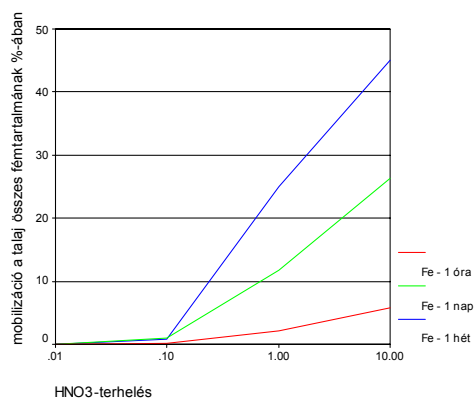
A mangán esszenciális nyomelem, fontos enzimek működését irányítja. A hazai talajok átlagos mangántartalma 100-1100 mg/kg, szennyezettnek a 4000 mg/kg feletti mennyiséget tartalmazó talaj tekinthető (Simon L. 1999). Mintáinkban az átlagos koncentráció 1465 mg/kg, így mennyisége nem alacsony. A savanyodási tendencia folytatódásával a koncentráció csökkenése várható.

Vas

A savhatásra kioldódó vas mennyiségében jól látható markáns növekedést okoz az 1 és 10 mólos savkezelés. Hasonlót tapasztaltunk a réz esetében is, de itt az egy órás kezelésnek még nem volt olyan markáns hatása, egy hét elteltével viszont már határozottabb a különbség. A gyengébb savak hatása elenyésző, alig képesek a vas mobilizálására, a talaj vastartalmának 1%-át sem tudták kioldani, az idő függvényében inkább csökkenő oldatkonzentrációt mutatva. Az erősebb savak viszont – különösen hosszabb expozíció esetén - ugrásszerűen megnövelik az oldatkonzentrációt (65-66. ábra).

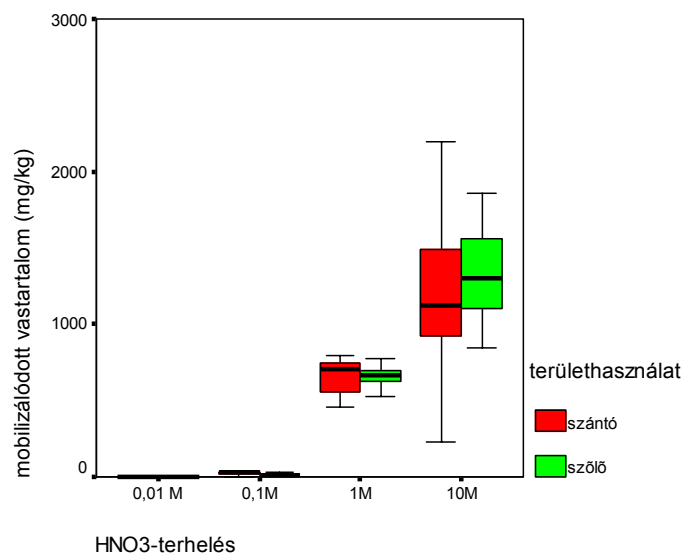


65. ábra. A vas mobilizációja különböző savterhelések mellett az idő függvényében



66. ábra. A vas mobilizációja eltérő savas expozíció hatására különböző terhelések függvényében

A vas mobilizációját eredményeink szerint a területhasználat nem befolyásolja, egyik kezelésnél sem találtunk értékelhető különbséget a szántók és szőlők talajai között (67. ábra).



67. ábra. A különböző HNO₃-savterhelések hatására mobilizálódó vas statisztikai mutatói területhasználat szerint (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

A mobilizálódó vas esetében kevés talajtulajdonsággal találtunk szoros kapcsolatot, a korrelációs koefficiens sehol sem érte el a 0,7-et, az eredményekből levonható következtetések így csak fenntartással fogadhatók el.

A rövidebb kezelési idők esetében nem találtunk olyan talajtulajdonságot, amely szoros szignifikáns kapcsolatban állna az oldatba kerülő vas mennyiségével. A legszorosabb korreláció a NaOH által kioldott humuszsavak mennyiségével áll fenn ($r=0,61$; $p<0,01$) a 0,1M-os savkezelésnél. Ebből (a korreláció értékét megfelelően mérlegelve) arra következtethetünk, hogy *a kioldódó vas koncentrációja gyenge pozitív kapcsolatban áll a gyenge minőségű humuszsavakkal*. Az 1 hetes extrakciós időnél már több értékelhető kapcsolat áll fenn. Eredményeink szerint mindkét típusú humuszsav pozitív kapcsolatban áll (NaOH: $r=0,54$; NaF: $r=0,56$; $p<0,01$) a kioldódó vas mennyiségével, azonban – mint látható – a polimerizálódott humuszsavak hatása csak 1 hét után jelentkezik.

Az agyagfrakció negatív, a pufferkapacitás, a humuszminőség és a talajteltetlenség pedig pozitív kapcsolatban van a mobilizálódó vassal. Általában a hosszabb kioldási időknél tapasztaltunk erősebb és szignifikáns összefüggéseket, de a korrelációs együtthatók egy esetben sem érik el a 0,7-et.

A vas az előző fémekhez hasonlóan esszenciális nyomelem, szerepe van a hemoglobin és a mioglobin felépítésében, részt vesz a sejtek elektronszállító rendszerében, regenerációjában és az immunrendszer működésében (O'Neill, 1993). Átlagos koncentrációja a hazai talajokban 4-6%, mintáinkban 2,7%, vagyis jóval átlag alatti a mennyiség. *A terület további savanyodása a vaskoncentráció minimális csökkenését idézi elő (14. táblázat, 1 hetes 0,01 és 0,1 mólos savterhelés).*

20. táblázat. A különböző töménységű savak hatására mobilizálódó vas és a talajtulajdonságok Spearman-féle korrelációs koefficiensei (a dőlttel szedett értékek: $p < 0,05$; a vastagon szedett értékek: $p < 0,01$)

	Fe	Mn	Co	ΔpH	BC	2-0,5	0,002-0,001	0,001>	T-S	NaOH	NaF
	- tartalom a talajban										
1 óra											
0,01M	-0,06	-0,06	0,05	0,08	0,02	-0,08	0,16	0,37	0,15	0,24	0,04
0,1M	-0,17	0,28	0,41	0,32	0,41	0,16	-0,32	0,22	0,44	0,61	0,26
1M	0,21	0,23	0,23	0,11	-0,05	-0,05	-0,15	0,28	0,03	0,23	0,07
10M	0,07	0,26	0,30	0,18	-0,34	0,04	-0,18	0,28	0,26	0,40	0,10
1 nap											
0,01M	-0,01	0,29	0,56	0,52	0,36	0,38	-0,39	0,02	0,36	0,38	0,24
0,1M	-0,03	0,31	0,42	0,39	0,31	0,12	-0,29	-0,13	0,18	0,47	0,41
1M	0,12	0,02	-0,02	-0,20	0,27	-0,13	0,32	0,03	0,17	-0,29	0,10
10M	0,44	0,04	0,07	-0,23	0,21	-0,36	0,04	0,36	0,06	-0,10	-0,20
1 hét											
0,01M	-0,06	0,38	0,44	0,29	0,25	0,30	-0,37	0,05	0,32	0,61	0,44
0,1M	-0,43	0,59	0,59	0,68	0,58	0,59	-0,48	-0,55	0,18	0,54	0,56
1M	0,21	0,37	0,38	0,21	0,23	0,12	-0,18	-0,12	0,55	0,39	0,19
10M	0,39	-0,16	-0,01	0,13	0,02	-0,19	0,14	0,04	0,26	-0,15	-0,11

4.6. Növények nehézfém-felvétele különböző tulajdonságú talajokon

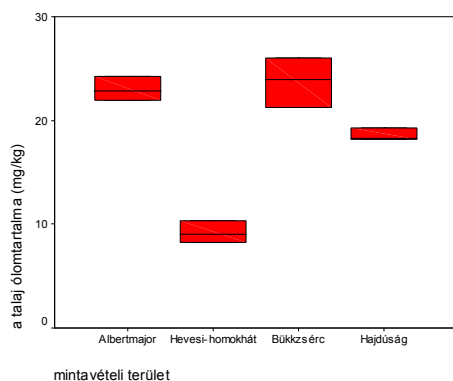
A növények nehézfém-felvételét kistenyészedenyes kísérlet keretében vizsgáltuk, négy különböző adottságú termőhely talajain, angolperje teszt növény alkalmazásával. Két sorozat tenyészedenyt állítottunk be, melyek közül az egyiket 5 mg/kg cinkkel és kadmiummal szennyeztük meg, így összehasonlíthattuk a terhelte és terheletlen talajokon felnőtt növények fémmakumulációját.

A termőhelyek összehasonlítása során megállapítottuk, hogy a kiválasztott területek talajainak egyes tulajdonságai között szignifikáns eltérés van. A legjelentősebb különbségek a Hevesi-homokhát, az Albertmajor és a Hajdúhát talajainak szemcseösszetételében (minden frakció), kalcium-ion ellátottságában, pufferkapacitásában, humusztartalmában és a foszfor-ellátottságában voltak. Emellett eltérés volt a cserépfalui és a hajdúsági területek talajainak telítetlensége (T-S), humusztartalma és kálium-ellátottsága között.

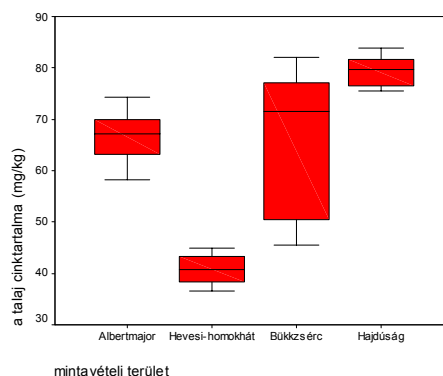
A talaj fémtartalmát tekintve a Hevesi-homokhát alumínium-, króm-, vas-, ólom, valamint cinktartalma szignifikánsan eltér a többi területtől. Az alumínium-koncentráció 10000 mg/kg alatti, míg a másik három területen legalább 18000 mg/kg. Hasonló arányú különbségeket figyelhetünk meg az ólomnál (68. ábra), a cinknél (69. ábra); a krómnál és a vasnál pedig csak a bükkzsérci terület nagyobb szórású értékei miatt kicsik a különbségek.

Az 68. és 69. ábrákon az is jól látszódik, hogy míg az albertmajori és bükkzsérci minták ólom és cinktartalmának félkvartilis tartományai teljesen átfedik egymást, a Hajdúság talajai e tekintetben jól elkülönülnek a többitől.

A kísérlet szempontjából alapvető fontosságú kadmiumtartalom egyik terület esetében sem mutatott nagy különbségeket.

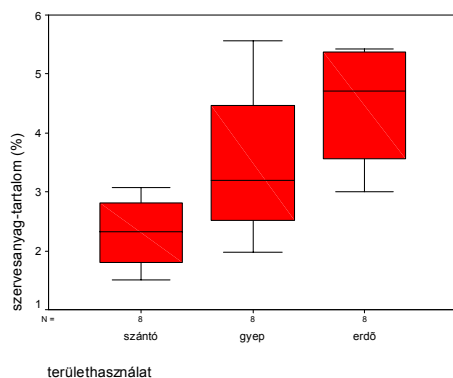


68. ábra. A termőhelyek talajainak ólom-tartalma (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

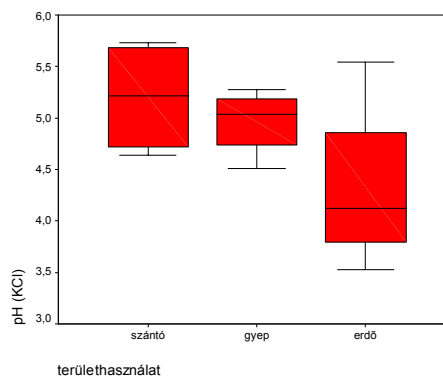


69. ábra. A termőhelyek talajainak cink-tartalma (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

A talajok varianciaanalízisét területhasználat szerint is elvégeztük, és jelentősebb eltérést a szántó- és erdőterületek között találtunk: *az erdőben a szervesanyag-tartalom (70. ábra) és a hidrolitos aciditás magasabb, a pH pedig alacsonyabb (71. ábra)*. Az eredmény nem meglepő, mivel az erdőben a lombozat levelei folyamatos szervesanyag-utánpótlást biztosítanak, ellentétben a szántókkal, ahol az intenzív termelés mellett még talajerő-utánpótlás ellenére is lecsökken a mennyisége. A bomló szerves anyag miatt azonban a talaj kémhatása savasabb és a potenciális savanyúság is nagyobb.



70. ábra. A termőhelyek talajainak szervesanyag-tartalma (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)



71. ábra. A termőhelyek talajainak pH-ja (medián, félkvartilis terjedelem, minimum, maximum)

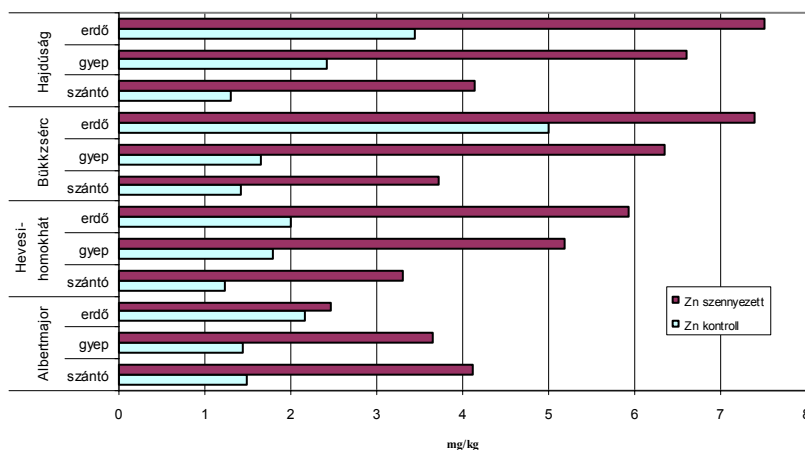
Ezt követően az angolperje teszt növény által felvett fémeket tettük vizsgálatunk tárgyává. A cink és a kadmium esetében megvizsgáltuk azt is, hogy mi befolyásolta a növények általi felvételüket, a többi fémre csak akkor tértünk ki, ha kísérletünkre befolyással volt.

Az albertmajori és a hajdúsági talajokon felnőtt tesztnövények fémtartalmában volt a legtöbb különbség. A felvett alumínium, kalcium, króm, vas, magnézium és ólom koncentrációja volt szignifikánsan eltérő. A többi terület esetében a magnézium, a nikkel és az ólom mennyiségében voltak különbségek. A hajdúsági (talajon nevelt) növényminták az ólom- (13 mg/kg), valamint magnéziumtartalmat (206 mg/kg) tekintve a többi területtől is különböznek: a fémtartalom 1,2-1,6-szorosa a másik három területhez képest.

A területhasználatban csak a növények mangántartalma tért el szignifikánsan: mind a szántók, mind a gyepek talajáról származó növények különböztek az erdőkétől, melyeken az előzőkhöz képest kétszer annyi mangánt vett fel a növény.

A cink és kadmium felvétele esetében az összes mintát együtt elemezve nem alakultak ki szignifikáns különbségek, ezért a továbbiakban területenkénti és területhasználatonkénti bontásban vizsgáltuk az adatokat. Ebben a formában már kirajzolódott néhány összefüggés és törvényszerűség.

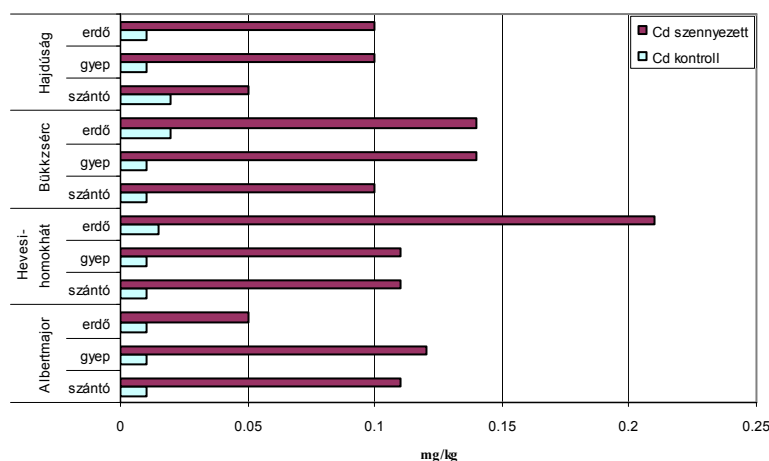
A növények által felvett cink mennyisége a kontrollminták közül az erdők talajain felnőtt egyedekben a legmagasabb és a szántókon a legalacsonyabb minden mintaterületen. A szántók alacsony cinktartalma a mezőgazdasági termeléssel magyarázható. A haszonnövények évről évre kisebb mennyiségű cinket vesznek fel a talajból – melyet, ha nem pótolnak – egyre kisebb koncentrációjú lesz. A szennyezett talajoknál az albertmajori minták kivételével – ahol a szántón a legnagyobb a növények cinktartalma, és az erdőben a legkisebb – ugyanez a sorrend (erdő>gyep>szántó) (72. ábra).



72. ábra. A növények cinkfelvétele a különböző termőhelyeken, területhasználati típusonként (mg/kg)

A kadmium esetében már árnyaltabb a helyzet. Az albertmajori növényminták között nincs különbség, a Hevesi-homokháton és Bükkzsércen az erdőből, a Hajdúháton pedig a szántóról származó talajokon nőtt angolperjében volt a legma-

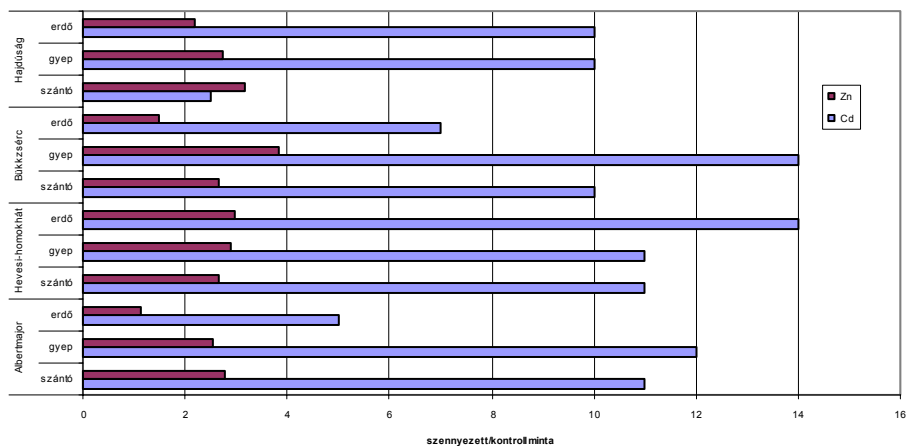
gasabb a kadmiumtartalom. A szennyezett talajokon a Hevesi-homokháton az erdő, a Hajdúság és Bükkzsérc esetében az erdő és a gyepek, az Albertmajorban pedig a gyepek növénymintáiban volt a legnagyobb a koncentráció (73. ábra).



73. ábra. A növények kadmiumfelvétele a különböző termőhelyeken, területhasználati típusonként (mg/kg)

Kiszámítottuk, hogy a szennyezett talajon nőtt növények hányszorosát vették fel a kontroll mintákban mért fémeknek, majd területhasználati típusonként ábrázoltuk az értékeket (74. ábra). A legszembetűnőbb az, hogy a cinknél alig kétszer-háromszorosa a többlet, míg a kadmiumnál két esetben is 14-szeres. Ennek az a magyarázata, hogy az 5 mg/kg-os kadmiumterhelés a talajmintáink átlagos kadmiumtartalmának közel ötvenszerese, az 5 mg/kg-os cinkterhelés pedig a talaj átlagos cinktartalmának csak kb. 1/10-e. Ebből a szempontból nézve e nagy különbséghez képest a felvett mennyiség különbsége nem 500-szoros, hanem csak 4-7-szeres a két fém között, tehát egységnyi cinkterhelésből a növény jóval többet vesz fel, mint ugyanennyi kadmiumból. Ez a növények fejlődése szempontjából előnyös, mivel a cink – az igen toxikus kadmiummal ellentétben – esszenciális nyomelem, több élettanilag fontos folyamat alapvető eleme (Takács, 2001).

A területhasználat szerint ez esetben nincsenek szembetűnő különbségek, a felhalmozódásban nem mutatható ki egyik, vagy másik kategória dominanciája, tehát ez esetben is inkább a talajtulajdonságok a meghatározók a folyamatban.



74. ábra. A szennyezett és a kontroll talajokon nőtt növények fémtartalmának hányadosa

A növények számára ez az 5 mg/kg cink- és kadmiumterhelés nem okozott káros hatásokat, növekedésbeli visszaesést. A kiszáritott növényi tömeg a kontroll és a terhelt mintáknál közel ugyanannyi volt, sőt a cinktöbblet hatására inkább néhány százalékos növekedés figyelhető meg.

A kialakult koncentrációk összefüggéseit korreláció és parciális korreláció-vizsgálattal, valamint regresszió-analízissel (enter és forward stepwise modellel) elemeztük.

A növények által felvett cink és a kadmium között igen szoros a kapcsolat, a korrelációs együttható értéke 0,84 ($p < 0,01$). Ez a két fém tulajdonságait tekintve nem meglepő, mivel ugyanazokért a növényi abszorpciós helyekért versengenek egymással (Ozturk *et al.* 2003). A talaj összes kadmiumtartalma szintén szoros kapcsolatot mutat: a növényekbe bekerült cinkkel 0,71, a kadmiummal 0,76 a korrelációs együttható ($p < 0,01$).

A további kapcsolatok feltárásához igyekeztünk kiküszöbölni a két fém erős kapcsolatából eredő hatásokat, melyhez parciális korrelációt használtunk, ami lehetővé teszi, hogy egyikük értékét rögzítsük, hatását kikapcsoljuk. A vizsgálat eredményét a 21. táblázatban foglaltuk össze.

21. táblázat. A növények cink- és kadmiumfelvétele és a talajtulajdonságok közötti szignifikáns parciális korrelációs együtthatói

	<i>növény Zn-tartalom</i>	<i>növény Cd-tartalom</i>
<i>talaj Cd-tartalom</i>	-	0,59
<i>talaj Cu-tartalom</i>	0,51	0,53
<i>talaj Mg-tartalom</i>	0,56	0,54
<i>agyagfrakció</i>	-0,78	-0,70
<i>szervesanyag-tartalom</i>	0,71	-0,64

Az eredmények szerint a két fém hasonlóan viselkedik e talajtulajdonságok tekintetében is, kivéve a szervesanyag-tartalmat, mellyel a kadmium korrelációja negatív. Eszerint *a szerves anyag megköti a kadmiumot, vagyis csökkenti a hozzáférhetőségét a növények számára, míg a cinkfelvételt segíti*. A jelenség magyarázata az lehet, hogy a cink nagy hányadát fulvosavak kötik meg és így – mivel a fulvosav könnyen oldódik – már a gyökérsavak is mobilizálni tudják ezeket a kelátokat (Simon, B. et al. 2001). A kadmium ezzel szemben inkább a polimerizálódott, hosszabb szénláncú humuszanyagokhoz kötődik, amikből csak nehezebben mobilizálódik (Piotrowicz et al. 1984; Sedlacek et al. 1989). *Az agyagtartalom mindkét fém felvételét csökkenti, vagyis a szervesetlen kolloidok fontos szerepet kapnak a folyamatban.*

A regresszió-analízis eredménye szerint az *enter regressziós modellel* mind a két fém esetében ugyanazok a talajtulajdonságok lettek a meghatározók, csak eltérő súllyal. Eszerint a talaj kadmiumtartalma, a 0,002-0,001 mm-es frakcióartomány, a pH és a P₂O₅ határozza meg a növények által felvett cink és kadmium mennyiségét (22. táblázat).

22. táblázat. A növények által felvett cink és kadmium mennyiségének többváltozós lineáris regressziós analízisének eredménye az *enter* modell alapján (cink: R=0,968 , p<0,05; kadmium: R=0,942 , p<0,05)

<i>Független változók</i>	<i>Cink</i>		<i>Kadmium</i>	
	<i>Standardizált regressziós koefficiens</i>	<i>Szignifikancia</i>	<i>Standardizált regressziós koefficiens</i>	<i>Szignifikancia</i>
<i>T-S</i>	0,344	0,108	0,092	0,700
<i>talaj Cd-tartalom</i>	0,869	0,002	0,900	0,006
<i>0,005-0,002 mm</i>	0,561	0,037	0,096	0,714
<i>P₂O₅</i>	0,315	0,159	-0,064	0,805
<i>pH(H₂O)</i>	-0,145	0,411	-0,282	0,252

$$Zn = -3,691 + 0,236*a + 0,635*b + 1,021*c + 0,01014*d - 0,783*e$$

$$Cd = 0,198 + 0,001656*a + 0,0172*c + 0,004561*d - 0,0000541*d - 0,0392*e$$

a: talajtelítetlenség (T-S); b: talaj kadmiumtartalom; c: 0,005-0,002 mm frakciótartomány; d: P₂O₅-tartalom; e: pH(H₂O)

Mint az a 22. táblázatból is látható, a szakirodalomban szereplő összefüggést a cink és kadmium felvehetősége, valamint a kémhatás között egyedül e modell alkalmazásával tudtuk kimutatni, melynek okát a kis mintaszámban látjuk.

A standardizált parciális regressziós koefficiensek szerint *a növények cink-felvételében a talaj kadmiumtartalma és a 0,005-0,002 mm-es frakciótartomány játssza a fő szerepet, mely után a talajtelítetlenség, a foszfortartalom és a pH következik.* A felvett kadmiumnál annyiban változik a kép, hogy a pH a második legjelentősebb tényezővé lép elő. A pH mindkét függő változó esetében koncentrációcsökkentő hatású, vagyis minél inkább eltolódik a kémhatás a semleges tartomány felé, annál kevésbé mobilizálódik és hozzáférhető a növények számára.

A foszfor pozitív előjele a cinknél ellentmond a szakirodalom (Kádár, 2002; Zhu et al. 2001) megállapításainak, de esetünkben az AL-oldható P₂O₅-tartalom annyira alacsony, hogy feltehetően nem okoz cinkhiányt a növényeknek. A foszfor mennyisége minden termőhely esetében „igen gyenge”, vagy „gyenge” a Filep-féle (1995) értékelés szerint, a növényi P/Zn arány pedig átlagosan 39 (és ebben benne van a hajdúsági szántó kiugróan magas, 87-es értékű hányadosa is), ami ideális esetben 50-150 közé esik (Kádár – Turán, 2002). Ezt látszik alátámasztani az is, hogy a növény által felvett cink és a foszfor között a kontrollmintákban a parciális korrelációs együttható (a kadmium kizárásával) $r = -0,69$ ($p < 0,05$), a terhelt mintáknál pedig már pozitív a korreláció, igaz nem szignifikáns az összefüggés. Tehát esetünkben az 5 mg/kg cink-többség már ellensúlyozhatja a foszfor gátló hatását.

A viszonylag magas együttes determinációs koefficiensek mellett meg kell említenünk, hogy a független változók szignifikanciája sok esetben nem megfelelő. A cink esetében csak a talaj kadmiumtartalma és a 0,005-0,002 mm-es frakciótartomány, a kadmium esetében pedig csak a talaj kadmiumtartalma teljesíti a természettudományokban elfogadható 95%-os valószínűségi szintet.

A *forward stepwise* módszer eredménye ettől eltérő, mert a változók közti korrelációk alapján előszűrést végez és kiejti azokat, melyek nem érnek el egy meghatározott szintet. Ezzel a módszerrel csak két függő változó kerül be a regressziós összefüggésbe: a felvett cinktartalmat a szervesanyag-tartalom és a talaj kadmiumtartalma, a felvett kadmiumtartalmat pedig csak a talaj kadmiumtartalma határozza meg (23. táblázat).

23. táblázat. A növények által felvett cink és kadmium mennyiségének többváltozós lineáris regressziós analízisének eredménye a *forward stepwise modell* alapján (cink: $R=0,935$, $p<0,001$; kadmium: $R=0,901$, $p<0,001$)

Független változók	Cink		Kadmium	
	Standardizált regressziós koefficiens	Szignifikancia	Standardizált regressziós koefficiens	Szignifikancia
talaj Cd-tartalom	0,871	0,001	0,901	0,001
szervesanyag-tartalom	0,339	0,039	-	-

$$Zn = 0,283 + 0,636*a + 0,489*b$$

$$Cd = 0,01026 + 0,01722*a$$

a: talaj kadmiumtartalom; b: szervesanyag-tartalom.

Látható, hogy a talaj kadmiumtartalma minden esetben meghatározó, a cinknél pedig szerephez jut a szervesanyag-tartalom is, kb. fele akkora súllyal, mint a másik paraméter.

A kísérlet eredményei szerint tehát a talaj összeskadmium-tartalma meghatározó mind a kadmium, mind a cink bekerülésére a növényekbe. A talajtulajdonságok közül az agyagtartalommal, a humusztartalommal, a pH-val, a talajteltetlenséggel és az AL-oldható foszfortartalommal találtunk értékelhető összefüggést.

Sem a termőhelyek, sem a területhasználati módok között nincs szignifikáns különbség a növények által felvett cink és kadmium mennyiségében.

Ugyanannyi cink- és kadmiumterhelés hatására, bár ez nagyságrendileg igen eltérő mennyiséget jelent a talaj eredeti fémtartalmához viszonyítva, a növények a cinkből vesznek fel többet.

ÖSSZEFOGLALÁS

Az emberiség fejlődése egyre növekvő terhelést jelent a környezetre nézve. A fejlődés tér és erőforrásigénye, más szóval a termelés és fogyasztás a XIX. századtól gyorsuló ütemben alakítja át és szennyezi környezetünket. A környezetet érő terhelések a rendszer egészét érintik, annak ellenére, hogy legtöbbször csak egy elemmel vannak közvetlen kapcsolatban. A hatások végigfutnak a rendszer elemein és amíg a levegőben vagy a vízben a szennyezések inkább csak szállítódnak, addig a talajban a mechanikai szűrőhatás és az adszorpciós kapacitás miatt akkumulálódnak. A különböző környezeti adottságú táji rendszerek eltérő mértékben reagálnak a terhelésekre is, vagyis érzékenyséjük eltérő. Eltérő adottságú tájak különbözőképpen reagálnak ugyanarra a terhelésre és ugyanaz a táj sokféle választ ad terhelések szerint is, ezért nem tudunk általános tájérzékenységről beszélni, mindig meg kell nevezni, hogy milyen hatással szembeni érzékenységről van szó.

E munkában a mezőgazdasági jellegű terhelések hatását, a talajtulajdonságok, a domborzat és a vízháztartási egyenlet elmeinek kapcsolatának feltárását, illetve a talajsavanyodással szembeni érzékenység vizsgálatát tettük vizsgálatunk tárgyává.

A munka során három mintavételi időszak (1979-88; 1995-97 és 1999-2003) talajmintáit használtuk fel, melyek segítségével nemcsak a jelenlegi állapot vizsgálatára nyílt lehetőségünk, hanem a mintaterületen ható savanyodási folyamatok elemzésére is.

A vizsgálatok legnagyobb hányadát saját mintáinkon végeztük (1999-2003-ból). Ez 99 felszíni mintát, valamint 30 fúrás, illetve talajszelvény megmintázását jelentette (94 minta). A Földrajzi Intézet talaj- és üledékvizsgáló laboratóriumában elvégeztük e minták talajtani vizsgálatát, valamint az 1979-88-ból származó minták hiányzó, vizsgálataink szempontjából fontos talajtulajdonságait is meghatároztuk.

A munka hat fő részre tagolódott, melyek tematikailag és módszertanilag elkülönülő fejezeteket alkotnak. A továbbiakban e fejezetek szerint mutatjuk be munkánkat.

A talajok térbeli heterogenitásának vizsgálata

A talajhasználatból nem következik egyértelműen a termékenység csökkenése. Ha minimálisra csökkentjük a beavatkozást a természetes biogeokémiai anyagforgalomba és minden termőhelyen pontosan akkora kezelést alkalmazunk, amekkora szükséges, talajaink kedvező állapotát hosszú távon is meg tudjuk tartani.

A kijuttatandó hatóanyag-mennyiség pontos kiszámításához részletesen kell ismernünk az egyes mezőgazdasági parcellák talajtulajdonságait. A talajtulajdonságok kis területen belül is igen változatosak lehetnek, különösen, ha antropogén hatás alatt állnak. A kezelendő terület felmérésekor figyelembe kell venni a talajtulajdonságok talajképző tényezőktől való függését (talajképző közetet,

talajvíz mélységét, a domborzatot, stb.) és a mikroheterogenitást, mely leginkább a mezőgazdasági kezelések vagy szennyezések miatt alakul ki.

E fejezetben a talajtulajdonságok térbeli heterogenitását vizsgáltuk szőlő és szántó területhasználatú talajokon és azt, hogy ez a heterogenitás mit jelent a meszezés szempontjából.

Az 1999-2003-as mintavétel során 3 szántó- és 2 szőlőterületről összesen 87 felszíni talajmintát gyűjtöttünk be, kb. fele-fele megoszlásban a két területhasználati kategória között. Ezen kívül 15-15 fúrást, illetve talajszelvényt létesítettünk a talajok vertikális heterogenitásának a vizsgálatához. A mintavételi területek mindegyikéről legalább 15 minta állt rendelkezésünkre, melyeket statisztikai, illetve térinformatikai elemzésnek vetettünk alá.

A statisztikai elemzés során a heterogenitást egy-egy terület talajtulajdonságainak a relatív szórásával jellemeztük, a területhasználati egységek különbözőségét vagy hasonlóságát pedig varianciánálízissel vizsgáltuk. Az elemzéseket elvégeztük a területhasználati kategóriák között és azokon belül is. A térinformatikai elemzés célja a különböző ábrázolási technikák (különös tekintettel a térbeli interpolációkra) alkalmazása során kapott eredmények bizonytalanságának a feltárása.

Megállapítottuk, hogy a legnagyobb relatív szórás a szervesanyag-tartalom és a hidrolitos aciditás esetében figyelhető meg. E két talajtulajdonságot nagymértékben befolyásolják az antropogén hatások, melyek a talajerő-utánpótlásból, illetve a meszezésből származnak. Ez azért fontos, mert ezekre a paraméterekre alapozzák a további beavatkozásokat és egy nem megfelelően átgondolt mintavételezéssel jelentősen alul vagy felül lehet becsülni a valós szükségleteket.

Munkánkban egy 24 mintavételi pontból álló terület példáján keresztül mutattuk be, hogy milyen hiba származhat egy rosszul megtervezett meszezésből. A 24 mintából 6 olyan területről származott, mely korábban meszezve volt, így míg 18 minta azt mutatta, hogy kb. 11 t/ha javítóanyagra, addig a többi azt, hogy legfeljebb csak mésztrágyázásra van szükség. Ha ezeket a mintákat nem külön, hanem egyetlen átlagmintaként kezeljük, az előzőhöz képest több mint 2/t/ha-ral kevesebbet kapunk eredményként, ami az első esetben túl-, a másodikban pedig alulmeszezést jelent. A körütekintő mintavétel és az adatok helyes interpretációja ez esetben elengedhetetlen nemcsak környezeti, hanem gazdaságossági szempontból is fontos.

A szántó- és szőlőterületek esetében arra a kérdésre kerestük a választ, hogy az eltérő területhasználat okoz-e különbségeket a talajtulajdonságokban és ha igen, milyenek ezek. A pH-t, a szervesanyag-tartalmat, valamint a fémtartalmakat vizsgáltuk meg ebből a szempontból.

Mind a kémhatást, mind a szerves anyagot tekintve szignifikáns különbséget találtunk az eltérő területhasználati kategóriák között. Ennek oka az, hogy a szántók nagy, egybefüggő területen ugyanazt a kezelést kapják, míg a szőlők pár soronként más tulajdonos kezében vannak, adott gazda anyagi helyzetének megfelelően eltérő trágyázási, meszezési lehetőségekkel. Ezt a megállapításunkat erősíti az is, hogy a kategóriákon belüli különbségek a szántó esetében már nem szignifikánsak, a szőlőnél pedig a meszezés miatt statisztikailag jelentős az eltérés. A meszezett (6 db) minták figyelmen kívül hagyásával a különbség eltűnik. Hasonló eredményre jutottunk a szervesanyag-tartalom esetében is, vagyis a kategóriák

között az eltérés szignifikáns, a kategóriákon belül pedig szintén a szőlő esetében mutatható ki különbség.

Az általunk vizsgált fém tartalmak (Cu, Ni, Co, Zn, Mn, Fe) relatív szórásai a réz és cink esetében a legmagasabbak az egyik szántóterületen. Mindez e fémek kolloidokhoz való erős kötődésével magyarázható: az év jelentős részében fedetlen szántókról jelentős mennyiségű agyag erodálódik le, így a hozzájuk kötődött fémek koncentrációja igen változatos lesz. A nagyobb koncentrációk rendszerint nagyobb agyagtartalommal párosulnak, ami esetünkben akkumulációra utal.

A szántók és szőlők talajaiban szignifikáns eltérés van a réz, a kobalt, a cink és a mangán esetében. A trágyáknak, a műtrágyáknak és a meszező anyagoknak is van fém tartalmuk, így az eltérő területkezelés miatt a fémkoncentrációkban is különbségek alakulnak ki (a már azelőtt is meglévők mellett). A szántókon belüli réz-, nikkel- és cinkkoncentráció-különbségek az agyagtartalomhoz és a lepusztuláshoz köthetők, a szőlőknél pedig csak a réz esetében tapasztalható jelentősebb eltérés. Ez utóbbi feltehetően a réz-szulfát kezeléseknak tudható be. A magyarázat hasonló a korábbiakban ismertetettekhez: a tulajdonosok anyagi lehetőségeiktől függően alkalmazzák a növényvédő szereket is.

A pH és szervesanyag-tartalom térképi ábrázolásánál az interpolációs technikák közül a minimumgörbület és kriging módszereket találtuk a legmegfelelőbbnek az RMSE értékek alapján. A térképek vizuális elemzésekor azonban kiderül, hogy a minimumgörbület interpoláció csak a legszűkebben vett mintavételi területen ad pontos eredményt, a szélek felé ugrásszerűen megnövekvő bizonytalansággal. A kriging módszerrel készült térkép a mintavételi pontokban igen hasonló és az adathiányos részekben is elfogadható eredményt kapunk. Az összehasonlítás során rámutattunk arra, hogy a legpontosabbnak látszó módszert is jelentős hibák terhelhetik, és a korrekt ábrázolás csak megfelelő adatsűrűséggel érhető el.

A heterogenitás vertikális vizsgálatánál a korábbiakhoz hasonlóan az antropogén beavatkozások nyomait láthatjuk. Mind a szőlő, mind a szántó esetében azt tapasztaltuk, hogy mindkét területhasználati forma talajsavanyító hatású. Így a talajszelvény szintjei árulkodnak a terület kezeléséről is: a pH- és mészállapot változásából következtethetünk arra, hogy volt-e meszezés a területen. A kémhatás alapján jellemző szelvény típusokat különböztettünk meg.

Talaj-, domborzat és csapadékviszonyok funkciói egy hidrológiai modellben

A tájanalízis a táj kutatások első lépése, mely annál pontosabb képet ad a vizsgálati területről, minél sokrétűbb. A hidrometeorológiai, a domborzati és talajtani adottságok, valamint a területhasználat térképi ábrázolása és elemzése fontos összefüggésekre világíthat rá. Munkánk során azokra a kérdésekre kerestük a választ, hogy milyen kapcsolat van a fent említett változók között.

Elkészítettük a mintaterület digitális terepmodelljét 1:10000 méretarányú térképek alapján, melynek segítségével jellemeztük a domborzati viszonyokat.

A hidrometeorológiai adottságok jellemzéséhez 10 csapadékmérő állomás 40-60 éves adatsorát dolgoztuk fel. Kiszámítottuk a csapadékatlagot és az 1-6 napos nagycsapadékok 5 és 10%-os valószínűségi előfordulási értékeit.

A párolgást 3 mérőállomás 20-40 éves hőmérsékleti adatsorának a felhasználásával határoztuk meg Thornthwaite módszerével.

A lefolyási tényezőt Kenessey módszerével határoztuk meg, melyhez a következő adatokat használtuk fel: a digitális terepmodellből származtatott lejtőkategória-térképet, a területhasználat-térképet, valamint a Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék korábbi kutatásaiból származó vízáteresztés-térképet.

A fajlagos lefolyást a lefolyási tényező és a csapadékadatok térképi fedvényeinek felhasználásával számítottuk ki. Az 1 napos nagycsapadék-adatok segítségével napi, a sokéves átlaggal éves lefolyásértékekhez jutottunk.

A talajtani paraméterek és a fentebb említett paraméterek összefüggéseit az 1999-2003-ból származó minták adatai alapján végeztük.

A kapott eredményeket statisztikai és térinformatikai vizsgálatnak vetettük alá, melyhez az SPSS 8.0 for Windows-t és az IDRISI 32R2 szoftvereket használtuk fel.

A kapott térképek segítségével jellemeztük a fent említett tájtényezők területi eloszlását.

Területünkön szignifikáns fordított korrelációt mutattunk ki a tengerszint feletti magasság és a humuszos réteg vastagsága között. Ez annak köszönhető, hogy a magasság növekedésével a lejtőszög, így a lepusztulás erőssége is növekszik.

A csapadék területi eloszlásában a domborzat hatása dominál, szoros kapcsolatot találtunk a tengerszint feletti magasság és a csapadéértékek között. A nagycsapadékoknak kettős maximuma figyelhető meg: júniusban és augusztusban. A júniusi a Medárd-napi esőzésekkel, a fokozott ciklontevékenységgel, az augusztusi pedig a nagy nyári felmelegedéshez, az intenzív konvekcióhoz köthető.

A lefolyás értékei a talajok változó vízáteresztése, valamint a növényborítottság és lejtőviszonyok miatt az előzőektől jóval nagyobb tartományban szórnak. A tömörödött, az év jelentős részében fedetlen, bár nem a legnagyobb lejtésű részekben alakul ki a legnagyobb lefolyás. Ezek a területek rendszerint szántók. Ez esetben nem találtunk szoros összefüggést a talajtulajdonságokkal, amit azzal magyarázunk, hogy ezzel a módszerrel csak egy általánosított lefolyási képet alkothattunk. A lefolyás, illetve az általa kifejtett erózió sokszor egy-egy csapadékosabb telet követően tavasszal, a hó olvadásakor jelentkezik a legnagyobb intenzitással. Az ilyen jellegű problémákat, illetve a talajtulajdonságok által befolyásolt tényezőket e modell nem tudja figyelembe venni. A legszorosabb kapcsolatot az évi átlagos csapadékkal találtuk, melyet azonban csak fenntartásokkal fogadhatunk el, mivel e paramétert felhasználtuk a lefolyás meghatározásánál is.

A három állomás adataiból készített potenciális evapotranspiráció térkép nem ad túl részletes képet, de trendszerű változások felismeréséhez alkalmas. A párolgás délről észak felé nem számottevően, de fokozatosan csökken.

A beszivárgást a tényleges evapotranspiráció ismerete nélkül nem tudjuk számszerűsíteni, így ez esetben csak nagyságrendi becslést tudtunk végezni. Azon-

ban így is azonosítani tudtuk azokat a területeket, ahol a beszivárgás nagy és ebből következően a kilúgzás is domináns tényezője a talajgenetikai folyamatoknak.

A talajtulajdonságok, a domborzat, valamint a vízháztartási egyenlet elemei között a következő összefüggéseket találtuk. Fordított a kapcsolat a tengerszint feletti magasság és a beszivárgás, valamint a pufferkapacitás és a beszivárgás között. A tengerszint feletti magasság és a lefolyás, valamint a párolgás és pH kapcsolata pedig pozitív. Ez utóbbi kapcsolat szoros, a korrelációs együttható 0,74 ($p < 0,01$), ami annak ellenére, hogy a pH-t sok más tényező is befolyásolja, igen magas értéknek számít.

Bár sok esetben módszertani korlátot jelentett az adathiány, a statisztikai elemzések során kapott eredményeink alapján megállapíthatjuk, hogy az alkalmazott modell segítségével helytálló következtetések vonhatók le. E módszerrel meghatározhatók a kilúgzási, valamint az erodált területek, így egy hatékony eszköz lehet a táj- és környezetvédelmi beavatkozások során.

A talajok pufferkapacitását meghatározó tényezők vizsgálata

A pufferkapacitás a talajok azon tulajdonsága, mely (egy bizonyos szintig) képes tompítani a terhelések hatását. E munka keretében a talajok savas szennyeződésekkel szembeni tompítóképességét, vagyis pufferkapacitását vizsgáltuk.

A vizsgálat során összesen 214 talajmintának határoztuk meg a pufferkapacitását (az 1999-2003-as időszak felszíni és fúrásmintáit, illetve az 1979-88-as időszak felszíni mintáit használtuk fel ehhez).

Az eredményeket statisztikai elemzésnek (korreláció-, klaszter-, illetve többszörös regresszió analízisnek) vetettük alá. Arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a pH-t és pufferkapacitást milyen tényezők befolyásolják.

A korreláció-analízis során megállapítottuk, hogy a pufferkapacitás szoros, szignifikáns, pozitív összefüggésben áll a pH-val, a CaCO_3 -tartalommal, a humuszminőséggel és az agyagtartalommal; negatív összefüggésben a talajtelítetlenséggel és a hidrolitos aciditással.

A többszörös regresszió-analízis (forward stepwise modell) eredményeként megkaptuk a pufferkapacitást meghatározó tényezők egyenletét. Ez egyben azt is jelenti, hogy az egyenletben szereplő tényezők a legfontosabbak a vizsgálatba vont változók közül, mert a modell előszűrést végez és kiejti mindazokat, melyek nem érnek egy bizonyos szintet, utána pedig csak a szignifikáns kapcsolatban lévők maradnak benne. Az egyenlet a következő:

$$BC = 0,514 + 0,01201 * a + 0,006495 * b - 0,00306 * c - 0,00331 * d + 0,01972 * e$$

BC: pufferkapacitás; a: CaCO_3 ; b: 0,002-0,001mm frakciótartomány; c: 0,05-0,02mm frakciótartomány; d: y_1 ; e: K (humuszminőség)
($R = 0,913$, $p < 0,01$, $df = 81$)

A standardizált parciális korrelációs együtthatók alapján a fontossági sorrend is meghatározható: hidrolitos aciditás, agyagtartalom, CaCO_3 -tartalom, humuszminőség, 0,5-0,2 mm frakció.

E változók közül az agyagtartalom hatását tártuk fel részletesen. A talajok agyagtartalma csökkenti a savanyodás ütemét, ami nem magyarázható a kolloidok felületi protonmegkötésével (ekkor ugyanis az agyagtartalom növekedésével a hidrolitos aciditás is nőne – de nem ez történik). A MÁFI Röntgen laboratóriumában meghatározásra került a talaj ásványi összetétele és az agyagásványok aránya. Talajmintáink nagy montmorillonit tartalma alapján feltehetőleg az agyagásványok rácskötegei közti térben történő H_3O^+ -megkötődésről, illetve az alacsony pH-n bekövetkező protonálódásról és deprotonálódásról van szó.

A klaszter-analízis során azt vizsgáltuk, hogy a szántók és szőlők talajainál van-e különbség a savterhelés titrálási görbéiben. Az egyes klaszterek jelzik az összetartozó értékeket: a nagyobb pH-változások külön klaszterekben jelennek meg. Mindkét területhasználati típusnál hasonló eredményt kapunk, külön csoportot alkotnak a 0,25-0,5 ml-es, az 1-1,5-2-2,5 ml-es, valamint az 5 ml-es savterhelésre bekövetkező pH-csökkenés értékei. Ebből arra következtethetünk, hogy a 0,25, az 1, valamint az 5 ml-es terhelésre következik be törés a titrálási görbén, vagyis nagyobb pH-változás.

A pH-csökkenés és a savanyodás-érzékenység vizsgálatának eredményei

A savanyodási tendenciák vizsgálatához mindhárom talajmintavételi időszak mintáit felhasználtuk.

4 mintavételi hely ugyanoda esett az 1979-88-as és az 1995-97-es időszakban is. A mérések valamennyi minta esetében egyértelmű pH-csökkenést jeleztek, melynek értéke 0,12 - 0,8 között változott. A kicserélődési aciditás megjelent azokon a helyeken is, ahol az előző mintavételezés során még nem volt, a hidrolitos aciditás pedig 3,74-7,89-el növekedett.

Az 1979-88-as és az 1999-2003-as mintavételek területi átfedésben voltak, melyek mintáiból térképeket szerkesztettünk, így területi összehasonlításra nyílt lehetőségünk. A térképek jelentős savanyodásról tanúskodnak: a 6 fölötti pH-jú területek aránya 75%-ról 7,8%-ra csökkent. Ez az eredmény nemcsak ennek a kis területnek jellemzi a savanyodási tendenciáit, hanem a talajtulajdonságokat és a területkezelést tekintve hasonló adottságú környező szántóknak is.

A talajsavanyodás előrejelzése fontos eszköz lehetne a földhasználat-tervezésben, illetve a talajmeliorációs feladatok meghatározásában. Munkánk során olyan térképet igyekeztünk készíteni, mely alkalmas lehet a savanyodási folyamatok érzékeltetésére.

A savanyodás-érzékenységi térkép elkészítéséhez az 1979-88-ból származó mintákat használtuk fel, majd az 1995-97-es és az 1999-2003-as mintákkal ellenőriztük. A munka során többféle tájérzékenység-térképet is készítettünk: felszíni minták és teljes szelvény felhasználásával, valamint súlyozással és anélkül.

Az eredmények helyességét több módszerrel teszteltük. Első lépésben a térképeket az IDRISI 32R2 kereszttáblációs modulja segítségével hasonlítottuk össze. Majd az 1995-97-ből származó mintákból kiválasztottunk 20 db-ot és megnéztük, hogy a modell alapján érzékenynek és kevésbé érzékenynek jelzett területek milyen kategóriába esnek napjainkban.

E tájérzékenység-térképek változatos eredményt adtak. A legnagyobb különbségeket a legérzékenyebb kategóriában találtuk, egyes esetekben az egyezés a 10%-ot sem érte el. A kontrollmintákkal végzett ellenőrzés egyik esetben sem hozott 65%-nál jobb eredményt. Ez kétségbe vonja a módszer alkalmazhatóságát, ezért a továbbiakban másként közelítettük a problémát. A hibák jó része abból adódott, hogy a súlyozás során nem lehet kellően figyelembe venni azt, hogy vannak olyan területek, melyek már igen savanyúak és nem savanyodnak lényegesen tovább, más területek viszont még igen. A korlátozó tényező a hidrolitos aciditás, melyet nem lehet megfelelően súlyozva beilleszteni az összefüggésbe.

A megoldás során abból indultunk ki, hogy a puffertkapacitás ábrázolásával képet kaphatunk a savanyodásra érzékeny területekről és a hidrolitos aciditással korrigálva pedig a már elsavanyodott területek is megjelennek a térképen. Elképzelésünket az 1999-2003-ból származó mintáinkkal végzett ellenőrzés is alátámasztotta: a meszezett szőlőparcellák kivételével minden, a térkép által javításra, illetve mésztrágyázásra javasolt területen a talajminták szerint is meszezésre van szükség.

Savanyú terhelések hatása a talaj nehézfém tartalmára

Tájvédelmi szempontból a nehézfémek mobilizációja – a növények által felvehető állapotba kerülése, vagy talajvízbe mosódása – több területen is problémát okozhat. Veszélyeztetheti a termelési potenciált, valamint csökkentheti a településfejlesztési lehetőségeket és a biodiverzitást. Mintaterületünk intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló, a nehézfémek szempontjából nem szennyezett területnek minősül. A korábbiakban láthattuk, hogy nagy területen jelentős talajsavanyodás következett be, ami a könnyebben mobilizálható fémeket kioldotta és kimosta a szelvényből, tehát több fém esetében inkább hiánnyal számolhatunk, mint többlet miatti veszélyeztetettséggel. Emellett az általunk vizsgált fémek esszenciális nyomelemek, hiányuk nemcsak a növénytermesztésben jelent problémát, hanem az állattenyésztésben is, a takarmánynövények alacsony fémtartalma miatt.

A savas terhelést kétféle savval, sósavval és salétromsavval végeztük el. Mintáinkat különböző koncentrációjú savas kezelésnek vetettük alá többféle extrakciós időtartammal. Ezután meghatároztuk a szűrletek fémtartalmát (Cu, Ni, Zn, Co, Mn, Fe), valamint a sósavas terhelések esetében a pH-t (a salétromsavas kísérlet során az igen alacsony kémhatás miatt ezt nem mértük).

A sósavas terheléshez 10, döntően szántóról származó talajt használtunk fel. 0,005 és 0,1 mólos koncentrációkat alkalmaztunk háromféle, 1 napos, 1 hetes és 1 hónapos expozíciós idővel.

A kísérlet során azt tapasztaltuk, hogy a pH az idő elteltével minden esetben emelkedett. A változó pH-hoz alkalmazkodtak a nehézfémek is, melyek közül

a cinknél és a nikkelnél mérhető mennyiségű visszakötődést mutattunk ki. Általában azonban az oldatba került fémek koncentrációja az idő hosszával arányosan nőtt. A változás csak a kobalt egy napos és egy hetes, valamint a cink egy hetes és egy hónapos kezelése között szignifikáns, a többi esetben a különbség nem határozott.

A különböző savmennyiségek a kémhatásban szignifikáns csökkenést okoztak, a mobilizált fémmennyiségeket tekintve azonban van néhány kivétel: a vasnál csak az egy napos, a cinknél pedig csak az egy hónapos kezelésknél alakult ki jelentősebb koncentrációbeli növekedés a talajoldatban.

A pH esetében szignifikáns növekedést tapasztaltunk a kezelési idő hosszának növekedésével párhuzamosan, melyet a magas montmorillonit-tartalom pufferoló képességével magyarázunk.

A talajsavanyodás következményeinek vizsgálatát a sósavas terhelés után a természetben gyakoribb salétromsavval folytattuk. A kísérletet négyféle töménységű savval és háromféle extrakciós idővel végeztük 20 talajmintával, melyek fele szántó, másik fele szőlő területhasználatú parcellákról származott.

Megállapítottuk, hogy a vizsgált fémek mobilitási sorrendje változik a kezelési időtől és a koncentrációtól függően. A szakirodalmi adatoktól eltérően több esetben nem a cink, a réz és a nikkel állt a lista élén, hanem gyakran a kobalt és a mangán. Ezt azzal magyarázzuk, hogy a mintaterület elsavanyodott talajaiból a könnyen mobilizálódó hányad már kimosódott, így a savanyítás hatására már nem ezek a legmozgékonyabb fémek.

A kísérlet során azt tapasztaltuk, hogy több esetben az 1 mólos sav, vagy az 1 napos kezelési idő csaknem a teljes mobilizálható fémmennyiséget kioldotta. A legjobb példa a réz, melynél minden kezelési idő és savmennyiség esetében igazak az előzőekben leírtak, a többi fémnél azonban már csak bizonyos töménységű savaknál és időknél.

A szántók és szőlők talajai között a legtöbb fémnél szignifikáns eltérést találtunk a mobilizálódott hányadban. A réz és a cink esetében a szőlő, a nikkell, a kobalt és a mangán esetében pedig a szántó talajaiból mobilizálódott több. A vasnál nincs különbség a két területhasználati típus talajainak fémmobilizációjában.

A kioldódott fémek koncentrációját és a talajtulajdonságokat korrelációanalízisnek vetettük alá. Savas kezelésként és kezelési időnként minden fém esetében megvizsgáltuk, hogy mely talajtulajdonságokkal vannak szoros kapcsolatban.

Eredményeink általában megfelelnek a szakirodalomban található adatoknak, néhány esetben, amikor nem ilyen eredményre jutottunk, feltehetőleg a korábbiakban már említett savanyú, kilúgzott talajok játszottak szerepet az eltérésében. Főként ez utóbbi információk hasznos adalékul szolgálhatnak az e témakörben fellelhető tényekhez.

Növények nehézfém-felvétele különböző tulajdonságú talajokon

A növények különböző termőhelyi adottságok mellett történő nehézfém-felvételét terheléses kistenyészvényes kísérlet keretében vizsgáltuk.

A kísérletet a kompolti Fleischmann Rudolf Mezőgazdasági Kutatóintézet (Hangyel Lászlóval) közösen végeztük. A munka során négy egymástól eltérő termőhelyről gyűjtöttünk be talajmintákat szántó, erdő és gyepterülethasználati típusról. A termőhelyek a következők voltak: Kerecsend (Albert-major) és Bükkzsérc környéki barna erdőtalajok, Hevesi-homokhát rozsdabarna erdőtalaja és Hajdúszoboszló környéki mésztepedékes csernozjom. A mintavétel során gondosan ügyeltünk arra, hogy az egyes termőhelyeken belül csak területhasználati különbség legyen a mintavételi pontok között, tehát a talajtani, domborzati és mikroklimatikus adottságok azonosak legyenek.

A tenyészvényeket 5 mg/kg cinkkel és 5 mg/kg kadmiummal szennyeztük meg és azt vizsgáltuk, hogy ez milyen változásokat okoz az angolperje (*Lolium perenne*) teszt növényünk fémfelhalmozásában a kontrollnövényekhez képest.

A talaj és növényminták fémtartalmának meghatározására a Környezetgazdálkodási Intézet Központi Laboratóriumában, az egyéb talajtulajdonságoké pedig a Debreceni Egyetem Földrajzi Intézet talaj- és üledékvizsgáló laboratóriumában került sor.

Megvizsgáltuk a termőhelyek és területhasználati típusok talajtulajdonságainak, valamint a növények fémfelvételbeli sajátosságainak a varianciáját. Összehasonlítottuk a két fém akkumulációjának jellegzetességeit és elemeztük ezek kapcsolatát a talaj tulajdonságaival.

A cink és kadmium esetében csak termőhelyenkénti és területhasználat szerinti bontásban tudtunk összefüggéseket levonni. A növények által felvett cink mennyisége a kontrollminták közül az erdők talajain felnőtt egyedekben a legmagasabb és a szántókon a legalacsonyabb minden mintaterületen. A szennyezett talajoknál az albertmajori minták kivételével – ahol a szántón a legnagyobb a növények cinktartalma, és az erdőben a legkisebb – ugyanez a sorrend (erdő>gyep>szántó). A kadmiumnál nem ilyen egyértelmű a helyzet, a sorrend a gyepterő és az erdő között termőhelyenként igen változó mind a kontroll, mind a szennyezett minták esetében.

A növények fémfelvétele kapcsán megállapítottuk, hogy bár a cink- és kadmiumterhelés a talaj fémtartalmához viszonyítva kb. 500-szoros különbségű (a cinknél 1/10-e, a kadmiumnál 50-szerese a talaj koncentrációjának), a felvételbeli különbség csak 4-7-szeres. Adott mennyiségű cinkből tehát a növény relatíve többet vesz fel, mint kadmiumból, ami az utóbbi toxicitását figyelembe véve igen fontos és hasznos tény. A területhasználatban e téren nincs szignifikáns különbség, nem vonható le általános törvényszerűség.

A további statisztikai elemzések (korreláció- és regresszió-analízis) során több talajtulajdonsággal találtunk szignifikáns kapcsolatot a növényi fémakkumulációval.

A növények cink- és kadmiumfelvétele között szoros korrelációs kapcsolat áll fenn, és igen meghatározó a folyamatban a talaj kadmiumtartalma. A szerves

anyaggal a cink pozitív, a kadmium negatív korrelációs kapcsolatban áll, melynek oka az, hogy a cink leginkább a fulvosavakkal alkot könnyen oldható kelátokat, a kadmium pedig a jobban polimerizálódott, hosszabb szénláncú humuszanyagokhoz kötődik. Így a cinket már a gyökérsavak is kioldják, a kadmium csak erősebb savhatásra mobilizálódik. A szerves kolloidok mellett szoros kapcsolatot mutattunk ki a szervetlen kolloidokkal, vagyis az agyagfrakcióval is.

A regresszió-analízist kétféle modellel (enter és forward stepwise) is elvégeztük. A pontosabb eredményt adó forward stepwise módszer eredményeként megkaptuk a növényi cink- és kadmium-felvételt meghatározó tényezőket és ennek egyenletét:

$$\begin{aligned} Zn &= 0,283 + 0,636*a + 0,489*b & R=0,935, p<0,001 \\ Cd &= 0,01026 + 0,01722*a & R=0,901, p<0,001 \end{aligned}$$

a: talaj kadmiumtartalom; b: szervesanyag-tartalom.

A kadmiumtartalom tehát meghatározó, a cinknél pedig a szervesanyag-tartalom is szerephez jut (a standardizált parciális korrelációs együttható alapján) kb. fele akkora súllyal.

SUMMARY

An ever-increasing load is exerted upon the environment by the development of the society. The space and resources requirements i.e. production and consummation change and pollute our environment at an increasing rate since the 19th century. The environmental load affects the entire system despite the fact that it is usually connected to only one element directly. The effects roll over the different elements of the system and while pollution is only transported in the air and the waters it accumulates in the soils due to their mechanical filtering and adsorption capacities. Landscape systems with different environmental conditions react in different ways to the same load thus their sensitivity is different. On one hand, different landscape systems respond differently to the same load and on the other hand, the very same landscape may react variable to different environmental loads thus it is nonsense to study general landscape sensitivity you need to name the exact effect to which landscape sensitivity is related.

This work concentrates on the investigation of agricultural load; on the correlation between soil conditions and the elements of the equation of the relief and the water balance; and on the sensitivity related to soil acidification.

We have used the soil samples of three sampling periods (1979-1988; 1995-1997 and 1999-2003) and this enabled us to analyse not only the present conditions but the process of acidification acting in the area in time as well.

The vast majority of the analyses were made on our own samples (from 1999-2003). This means 99 surface samples and samples from 30 drillings and soil profiles (94 samples). The soil analyses were carried out in the soil and sediment analysing laboratory of the Institute of Geography. We made the missing but informative soil analyses of the samples taken in 1979-1988 in the same laboratory.

The work is separated into six major parts that give separate chapters considering both topic and method.

Studying the spatial heterogeneity of soils

Decrease in fertility is not related directly to soil utilisation. We can maintain the preferable conditions of our soils if we reduce interference to the natural biochemical material circle to a minimum and adopt exactly the sufficient treatment that is necessary.

To calculate the exact amount of the agent used it is necessary to know in detail the soil properties of each agricultural parcel. Soil properties may greatly vary even within a small patch of land especially when under human treatment. It is important to regard the dependence of soil properties on the soil forming elements (soil forming rock, depth of groundwater table, relief, etc.) and micro-heterogeneity that is developed primarily due to agricultural treatment and pollution.

In this chapter we examined the spatial heterogeneity of the soil properties of vine and arable lands. We also studied the heterogeneity regarding liming.

We took 87 surface soil samples in total from 3 arable and 2 vine lands in the 1999-2003 sampling period. The samples are divided 50-50 % between the two land-use category. Moreover 15-15 soil drillings were drilled and profiles were dug to study the vertical heterogeneity of the soils. We had at least 15 samples available from each sampling site that gone under statistic and GIS analyses.

In the course of the statistical analyses heterogeneity was characterised by the relative standard deviation of the soil properties of each area while differences in land-use were characterised by analysis of variance. Analyses were completed both among and within land-use categories. The aim of the GIS analyses was to enlighten the uncertainty of the results gained by using different representation methods (with special regard to spatial interpolations).

We came to the conclusion that highest relative standard deviation was observed in the organic matter content and in the hydrolitic acidity. These two soil properties are greatly influenced by effects of human activity originating from producing capacity supply and liming. This is important because further treatment is determined on the basis of these parameters therefore inaccurate sampling may result in the improper evaluation of the requirements.

We showed that the errors could be resulted by an improper liming on an area sampled at 24 sites. 6 samples out of the 24 were taken at sites of former liming thus 28 sampled sowed the need of 11 t/ha active substance while the rest required only some liming. Taking the 6 samples together with the rest as average samples would result in the requirement of more than 2 t/ha less active substance for the total are that means undertreatment at certain sites and at the same time overtreatment at others. Accurate sampling and proper interpretation is essential regarding not only environmental but also economic points.

In the case of arable and vine lands we examined whether different land-use causes differences in soil properties or not. And if yes what these differences would be. We examined pH, organic content and metal content.

Both pH and organic content exhibited significant differences in the different land-use categories. The reason for this lies in the fact that the arable lands are treated by the same fertilising and liming methods over extensive areas while rows of vines in vineyards are owned by different owners with different financial and thus different fertilising and liming possibilities. This is also proved by that the within category differences are not significant in the case of arable lands while vine lands exhibit statistically significant differences. Differences vanish when ignoring the limed samples (6 pcs). The same results were gained in the case of organic content as well i.e. differences between categories are significant while differences within categories are not.

Among the metals investigated by us (Cu, Ni, Co, Zn, Mn, Fe) copper and zinc showed the highest relative standard deviation in one of the arable lands. This can be explained by that these metals are strongly bonded to the colloid particles. Arable lands are uncovered during most of the year and significant amount of material is eroded of them. The eroded material exhibits varying metal content. In our case, greater concentrations tend to be associated with higher clay content suggesting accumulation.

There is a significant difference between the soils of arable and vine lands regarding copper cobalt, zinc and manganese. Fertilisers, chemical fertilisers and liming material all have a certain metal content resulting in differences in metal concentration (besides those that were in the soils before utilisation) that corresponds to the differences in land-use. Copper, nickel and zinc concentration differences in arable lands are explained by clay content and erosion while only copper differences could be detected in the soils of vineyards. This is explained by CuSO_4 treatment of the grapes. The reason is similar to the above mentioned facts namely owners use pesticides depending on their financial conditions.

Representing pH and organic content on maps the minimum curvature and kriging methods were considered best among interpolation methods based on the RMSE values. Visually analysing the maps, however, the minimum curvature turned out to be accurate only in the most limited sampling are with significantly increasing uncertainty towards the margins. The map drawn by the kriging method is very similar at the sampling points and gives acceptable results at the data lacking sites as well. Comparing them we emphasized that significant errors may occur even in the most accurate methods and therefore correct representation can only be imagined by sufficient amount of data.

Studying vertical heterogeneity traces of human interference can be observed as before. We found that both land-use methods cultivation and vine production has an acidity increasing effect. Thus the different levels of the soil profiles tell us the treatment taken at the site: pH and lime concentration reveals whether liming was adopted at the site or not. We separated characteristic profile types on the basis of pH.

The function of soil, relief and precipitation in a hydrological model

Landscape analysis is the first step in landscape investigations and the more diverse the analysis is the more accurate picture can be drawn on the studied area. Studying the hydrometeorological, relief and soil conditions together with the maps of land-use may enlighten important interconnections. Our work tried to understand the connection between the above mentioned variables.

We have drawn the 3D picture of our study area on the basis of maps with the scale of 1:10000. And based upon this we have characterised its relief.

We have analysed the 40-60 years data sets of 10 precipitation measuring station. We have calculated the average precipitation and the 5-10 % probability values of the 1-6 days great precipitations.

Evaporation was determined by analysing the 20-40 years temperature data sets of 3 stations using Thornthwaite's method.

Runoff coefficient was determined based upon Kenessey's method for which the following data were used: slope category gained from the digital 3D model of the area, land-use map and water permeability map gained from former investigations of the Department of Landscape Protection and Environmental Geography.

Specific runoff was calculated using the maps of the runoff coefficient and that of the precipitation data. Using 1 day great precipitation data we gained daily runoff values while the average of many years gave annual runoff values.

Determining the interconnections between the soil parameters and the above mentioned parameters was determined based on the samples taken in 1999-2003.

The obtained results were taken under statistic and GIS analyses using SPSS 8.0 for Windows and IDRISI 32R2 softwares.

The obtained maps provided the basis for the evaluation of the spatial distribution of the above mentioned landscape factors.

We have shown significant inverse correlation between the elevation above sea level and the thickness of the humus-containing layer. This is explained by that the increase in elevation is associated with increase in the slope steepness and therefore with the increase of the erosion.

Relief determines the spatial distribution of precipitation as strong correlation was measured between the elevation above sea level and the precipitation values. Double maximum of the great precipitation values can be observed: in June and in August. The June one is associated with the Medárd rainfall and stronger cyclone activity while the August one is associated with the increase of temperature in the summer and the resultant intense convection.

Runoff values show greater standard deviation due to the varying permeability of the soils, the vegetation cover and the slope conditions. Greatest runoff occurs in the compact and for most of the year uncovered parts, however these might not be characterised by the greatest slope steepness. These areas are mostly arable lands. In this case close correlations with soil properties were not found, which can be explained by that this method produces only a general picture of the runoff. The intensity of the runoff and the resultant erosion may be greatest at the time of snow melting in spring when it follows a wet winter. These kind of problems together with factors influenced by the soil properties cannot be taken into consideration in our model. Closest correlation was measured with the annual average precipitation, however, this has to be handled carefully as the same factor was used calculating the runoff as well.

The map of the evapotranspiration constructed on the basis of 3 stations does not give detailed image but it is useful in determining trend like changes. Evaporation gradually decreases from the South to the North, however, it is not significant.

Infiltration cannot be determined accurately without evapotranspiration data so in this case only an evaluation is given. However, areas with high infiltration values can be identified and there leaching is also a dominant factor in the soil genesis processes.

The following interconnections were determined among soil properties, relief and the elements of the water budget. There is an inverse connection between the elevation above sea level and the infiltration and also between the buffer capacity and the infiltration. However, elevation and runoff and also evaporation and pH are directly proportional to each other. The latter correlation is very close.

The correlation coefficient is 0,74 ($p < 0,01$) and that is a very high value despite the fact that pH is influenced by many other factors.

Although lack of data presented methodical limits in many cases based on the results gained by statistical analyses we can state that correct results can be obtained using the applied model. This method is applicable to identify areas of soil leaching and erosion thus providing an effective tool in the course of landscape and environmental protection measurements.

Investigating the factors that determine the buffer capacity of soils

Buffer capacity is the property of soils that can reduce (until a certain level) the effects of environmental load. In this work we studied the buffer capacity of soils related to acid pollutants.

The buffer capacity of 214 soil samples was determined (using the surface and core samples taken in 1999-2003 and also the surface samples taken in 1979-1988).

The measurement results were analysed by statistical methods (correlation, cluster and multiple regression analyses). We wanted to know which factors influence pH and buffer capacity.

In the course of correlation analysis we came to the conclusion that the buffer capacity is directly proportional to pH, to the CaCO_3 content, to the quality of the humus and also to the clay content. And it is inversely proportional to instauration and to hydrolitic acidity.

In the course of the multiple regression analysis (forward stepwise model) we obtained the equation of the factors determining the buffer capacity. This also means that those factors acting in the equation are the most important ones among the variables considered in the study as the model excludes those that does not reach a certain level and after this only the significant ones remain in the study. The equation is written as follows:

$$BC = 0,514 + 0,01201 * a + 0,006495 * b - 0,00306 * c - 0,00331 * d + 0,01971 * e$$

BC: buffer capacity; a: CaCO_3 ; b: 0,002-0,001 mm grain size; c: 0,05-0,02 mm grain size; d: y_1 ; e: K (humus quality)
($R = 0,913$; $p < 0,01$; $df < 81$)

The order of importance also can be determined by the standardised partial coefficients: hydrolitic acidity, clay content, CaCO_3 content, humus quality, 0,5-0,2 mm grain size.

Considering these factors the effect of the clay content was studied in detail. The clay content of soils reduces rate of their acidification. This cannot be explained by the bonding of H^+ on the surface of the colloids solely as in this case hydrolitic acidity would also increase, which is not observed. The mineral content and the rate of clay minerals of the soil was examined in the x-Ray laboratory of

the Hungarian Geological Institute. Considering the high montmorillonite content of our soil samples we can suggest that H_3O^+ bonding in the space between the layers of the crystal lattice of the clay minerals together with protoning and deprotoning taking place at low pH cause the reduction in acidification.

In the course of the cluster analysis we examined whether there are any differences in the titration curves of acid load of the arable and that of the vine lands. Each cluster marks the associated values: greater pH changes occur in separate clusters. We gained similar results in the case of both land-use types. The values of pH reduction at 0,25-0,5 ml, 1-1,5-2-2,5 ml and 5 ml acid load all form separate groups. This suggests that breaks i.e. greater pH changes in the titration curve are found at 0,25, 1 and 5 ml of acid load

Results of the pH reduction and acidification sensitivity measurements

Tendencies in the soil acidification were investigated using all samples from the 3 sampling periods.

4 sampling sites were exactly the same spots both in 1979-1988 and 1995-1997. Measurements indicated clear pH reduction of 0,12-0,8 points in all samples. Exchangeable acidity occurred at sites where it was not detected before and hydrolytic acidity increased by 3,74-3,89 points.

The sampling areas of 1979-1988 and 1999-2003 were the same. A map was prepared showing the spatial distribution of the samples enabling us to take spatial analysis. The maps revealed significant acidification: the area with pH values higher than 6 was reduced to 7,8 % from 75 %. This result is characteristic not only for this small area but considering soil properties and treatment also for the surrounding arable lands with similar conditions.

Predicting soil acidification would be an important tool in land-use planning and in determining soil melioration measurements. Therefore we tried to prepare such maps that may prove the basis for highlighting soil acidification processes.

Constructing the acidification sensitivity map we used the samples from 1979-1988 and then it was controlled by the samples from 1995-1997 and 1999-2003. We constructed several landscape sensitivity maps in the course of the work: using surface samples and complete profiles and also with weighting and without it.

The accuracy of the results was tested by several methods. First the maps were compared using the cross-tabulation module of the IDRISI 32R2 software. Then we chose 20 from the 1995-1997 samples and checked that to which category do the sensitive and non-sensitive areas fall today based on the model.

These landscape sensitivity maps gave variable results. Greatest differences were observed in the most sensitive category where matching was less than 10 % in some cases. Control measurements showed results less than 65 %. This doubted the applicability of the method therefore we changed our routine. The majority of the errors was caused by that in the course of the weighting it was not

possible to take into account the fact that there are very acid areas that do not become more acid significantly while others still do. The limiting factor is the hydrolitic acidity as it cannot be fitted properly into the equation.

The starting point towards the solution was that plotting the buffer capacity we can map the sensitive areas for acidification and correcting this with hydrolitic acidity the already acid areas would also appear on the map. This was proved by the control measurements taken on the samples from 1999-2003: except for the vineyards all areas suggested for melioration and liming by the map need liming according to the measurements of the soil samples as well.

The effect of acid load on the heavy metal content of the soil

From the point of landscape protection mobility of heavy metals – changing into such state that they can be uptaken by plants or could be leached into groundwater - can cause problems in several areas. It may endangers production potential reduces development possibilities and biodiversity. Our study area is intensively cultivated and it is not polluted from the heavy metals point of view. We have seen before that there was significant soil acidification on an extensive area that resulted in the leaching of several readily mobilising metals. Therefore in the case of several metals endangerment comes from the lack of metals instead of excess. Furthermore, metals appearing in our investigations are essential trace elements thus their missing presents difficulties not only in plant production but also in cattle raising due to the low metal content of fodder.

Acid load was presented by two types of acid: HCL and HNO₃. Our samples were treated by different concentrations of the acids and by different timescale. Then the metal (Cu, Ni, Zn, Co, Mn, Fe) content of the filtrate residual was determined. pH was also determined when the samples were treated by HCL (it was not measured when using HNO₃ due to its very low value).

For loading by HCL 10 samples mainly from arable land were used. We used 0,005 and 0,1 mol concentrations with 3 different exposition time: 1 day, 1 week, 1 month.

The experiment revealed that pH was increasing with time passing by. The behaviour of the heavy metals varied according to the changing pH. Significant rebinding was detected in the case of zinc and nickel. However, concentrations of metals entering the solution increased with time. The change was only significant in the 1 day and 1 week treatment of cobalt and in the 1 week and 1 month treatment of zinc. In other cases the variation was not determinable.

Using different amount of acid resulted in significant decrease in pH. However, regarding metal concentrations that became mobile there are two exceptions: in the case of iron only the 1 day treatment while as for zinc only the 1 month treatment results in significant concentration increase in the soil suspension.

Regarding pH significant increase was observed with increasing time of treatment. This is explained by the buffer capacity of the high montmorillonite content.

Continuing the study of the results of soil acidification after HCl we used HNO₃ that occurs more frequently in nature. The experiment was carried out by using 4 different concentrations of the acid and 3 different extraction time on 20 soil samples half of which was from arable lands and the other half from vineyards.

We came to the conclusion that the mobility of the studied metals changes depending on the treatment time and concentration. In several cases cobalt and manganese proved to be the most mobile instead of zinc, copper and nickel as written in the literature. This might be explained by that the readily mobilising metals were leached from the already acid soils of the study area before the sampling periods resulting in other metals being mobile when adding acids in the experiment.

Our experience during the experiment was that in many cases adding 1 mol concentration of the acid or 1 day treatment was enough to solve almost the complete amount of the mobile metal content. The best example for this is copper that was solved at any concentration and any treatment time.

Most of the metals exhibited significant difference between the soils of the arable lands and that of the vineyards. More copper and zinc mobilised from the soils of vineyards while nickel, cobalt and manganese was better solved from the soils of arable lands. However, there was no difference in the case of iron.

The concentrations of solved metals and the soil properties were examined by correlation analysis. We studied that which soil properties correlated closely to the metals at each acid load and treatment time.

Our results are in good correspondence with the data in the literature. In those cases when there are differences the reason might be the formerly mentioned acid already leached soils. Mainly the latter information may act as useful contribution to the facts available in this topic.

Heavy metal uptake of plants on different soils

The different heavy metal uptake of plants grown on soils with different properties was studied by loaded small pot experiment.

The experiment was carried out in co-operation with the Fleischmann Rudolf Agricultural Research Institute (László Hangyel). Samples were taken from 4 different sites from arable land, forest and grassland. Sampling sites were: brown forest soils around Kerecsend (Albertmajor) and Bükkzsérc; rust brown forest soils of the sand ridge in Heves; chernozem around Hajdúszoboszló. Careful attention was paid to take samples with difference only in the land-use so that the soil, relief and microclimatic conditions were similar.

5 mg/kg of zinc and 5 mg/kg of cadmium were added to the growing pots and the changes in the metal accumulation in the rye-grass (*Lolium perenne*) compared to the control plant.

The metal concentration of the soil and plant samples was determined in the Central Laboratory of the Institute of Environmental Management while other

soil properties were determined in the soil and sediment analysing laboratory of the Institute of Geography University of Debrecen.

We examined the variance of the soil properties of the different land-use types and that of the metal uptake specialities of the different plants. We compared the accumulation characteristics of the two metals and analysed their interconnection with the soil properties.

In the case of zinc and cadmium we could find correlation only in the sampling sites and the land-use types. Plant uptake of zinc in the control samples is greatest in the plants of forests and lowest in samples from arable land regarding all of the study areas. In the case of contaminated soils the results are the same (forest>grassland>arable land) except for the samples from Albert-farm - where plants of the arable land showed the greatest zinc concentration and those of the forest revealed the lowest values. In the case of cadmium the results are not so clear. The order in grasslands and forests is very variable regarding both control and contaminated samples.

We detected that although, the difference between the zinc and cadmium load of the soils compared to the metal content of the soil is about 500 times (1/10 in the case of zinc and 50 times in the case of cadmium) the difference in the plant uptake is only 4-7 times. So regarding a given concentration plants uptake more zinc than cadmium. This fact is very important and useful regarding the toxicity of the latter. There is no significant difference in the land-use in this topic so we came to no general conclusion.

Several soil properties correlated with plant metal accumulation in the subsequent statistical analyses (correlation and regression analyses).

There is a close correlation between the zinc and cadmium uptake of plants and the cadmium concentration of soils plays an important role in it. Zinc shows positive correlation while cadmium exhibits negative correlation with organic matter. This can be explained by that zinc prefers fulvous acids when forming readily solvable chelats while cadmium bonds to more complexly polymerized humus material with longer carbon chain. Therefore zinc is solved even by root acids in contrast to cadmium that can be solved only by stronger acids. Besides organic colloids inorganic colloids i.e. clay fraction also showed close correlation.

Regression analysis was carried out by two methods (enter and forward stepwise). The more accurate forward stepwise method presented the factors determining the zinc and cadmium uptake of plants and its equation:

$$\begin{array}{ll} Zn = 0,283 + 0,636*a + 0,489*b & R = 0,935, p<0,001 \\ Cd = 0,01026 + 0,01722*a & R = 0,901, p<0,001 \end{array}$$

a: soil cadmium content; b: soil organic matter content

Thus cadmium content can be determined and in the case of zinc organic content also have a role (based on the standardized partial correlation coefficient) that counts as around 50 %.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm Dr. Kerényi Attila professzor úrnak a dolgozat elkészítéséhez témavezetőként nyújtott értékes szakmai tanácsokat.

Köszönöm Dr. Szabó Györgynek a nehézfémek mérésében és az eredmények értékelésében nyújtott segítségét.

Köszönöm Dr. Bíró Tibornak és Dr. Tamás Jánosnak a hidrológiai modell elkészítése során adott értékes tanácsait.

Köszönöm Dr. Hangyel Lászlónak, hogy lehetővé tette a tenyészedény-kísérlet kivitelezését.

Köszönöm Dr. Ágoston Csabának a tenyészedény-kísérlet talaj- és növénymintáinak nehézfém-meghatározását.

Köszönöm Dr. Szöör Gyula professzor úrnak, Dr. Püspöki Zoltánnak és Dr. Kovács-Pálffy Péternek, hogy lehetővé tették talajmintáim ásványi összetételének meghatározását.

Köszönöm Horváth Józsefnének és Dr. Kanber-Wafiné Bakó Valériának a talajminták feldolgozásában való aktív közreműködést.

Szeretnék köszönetet mondani mindazoknak, akik hozzájárultak a dolgozat megszületéséhez, de nevük nem került említésre.

Köszönöm feleségemnek a türelmét és a nyugodt családi környezetet.

IRODALOMJEGYZÉK

- 17/2003. (IV. 4.) GKM-KVVM-PM Együttes rendelet egyes folyékony tüzelő- és fűtőanyagok kéntartalmának csökkentéséről, www.kvvm.hu
- 22/1998. (VI. 26.) KTM rendelet az 50 MWth és az ennél nagyobb hőteljesítményű tüzelőberendezések légszennyező anyagainak kibocsátási határértékeiről, www.kvvm.hu
- 1984/8. (VI. 8.) Nemzetközi szerződés az Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal elnökétől a nagy távolságra jutó, országhatárokon áterjedő levegőszennyezésre vonatkozó, Genfben, az 1979. évi november hó 13. napján aláírt nemzetközi egyezmény, www.kvvm.hu
- Adatok hazánk környezeti állapotáról 2002. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest
- Aller, L. – Bennett, T. – Lehr, J. H. – Pretty, R. J.** 1985. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings, US Environmental Protection Agency, ADA OK. 123 p. (Report EPA/600/2-85/018) cit: Lóczy D. 2002. Tájéértékelés, földértékelés, *Studia Geographica*, Dialóg Campus Szakkönyvek, Budapest-Pécs, 307 p.
- Alloway, B. J.** 1995. Heavy metals in soils, Blackie Academic and Professional, London, 368 p.
- Antal E. – Berki I. – Justyák J. – Kiss Gy. – Tar K. – Vig, P.** 1997: A síkfőkúti erdőtársulás hő- és vízháztartási viszonyainak vizsgálata az erdőpusztulás és az éghajlatváltozás tükrében, Az OTKA T007600 számú pályázatának zárótanulmánya
- Andó J. - Draskovits Zs. - Orsovai I.** 1994. Az Alföld szennyeződés-érzékenységeinek meghatározását szolgáló módszertan és annak mintaterületi alkalmazhatóságának bemutatása, Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség, Budapest, 70 p. (Kézirat)
- AKII** (Agrárgazdasági Kutató és Informatikai Intézet), Statisztikai információk, Talajjavítás és anyagfelhasználása 2000-2002, http://www.akii.hu/INFORMATIKA/STAT_INFO/Mezogazdasag/Talajjavitas/talajjavitas.htm
- Avery, G. B. – Tang, Y. – Kieber, R. J. – Willey, J. D.** 2001. Impact of recent urbanization on formic and acetic acid concentrations on coastal North Carolina rainwater, *Atmospheric Environment*, 35., pp. 3353-3359.
- Auernhammer, H.** 2001. Precision farming – the environmental challenge, *Computers and Electronics in Agriculture*, 30., pp. 31–43.
- Baer, N. S.** 1986. Effects of acidification on materials and cultural property, *Acidification and its Policy Implications*, editor: Schneider, T., *Studies in Environmental Science* 30, Elsevier, pp. 77-87.
- Balogh K.** 1964. A Bükk-hegység földtani képződményei, *MÁFI Évkönyve* 48. 2. 719 p.
- Barton, C. D. - Karathanasis, A. D. - Chalfant, G.** 2001. Influence of acidic atmospheric deposition on soil solution composition in the Daniel Boone National Forest, Kentucky, USA, *Environmental Geology*, Springer-Verlag

- Bedrna, Z.** 1994. Resistibility of landscape to acidification, *Ekológia*, 13., Bratislava, pp. 77-86.
- Belsley, D. A. – Kuh, E. – Welsch, R. E.** 1980. Regression diagnostics, John Wiley and Sons, New York
- Bíró T.** 1998. A vízrendezési célú beavatkozások megalapozásához szükséges fontosabb környezeti paraméterek vizsgálata, DATE Mezőgazdasági Kar, Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék, Debrecen, Doktori értekezés (Kézirat)
- Blaskó L. - Balogh I. - Karuczka A.** 1998a. Hasznosítható talajjavítási és talajvédelmi kutatási eredmények, tekintettel a változó ökológiai és ökonómiai viszonyokra, <http://www.mtesz.hu/szolnok/blasko.htm>
- Blaskó L. – Debreczeni B-né – Holló S. – Kadlicskó B. – Sárvári M.** szerk. 1998b. Műtrágyázás, talajsavanyodás és meszezés összefüggései az OMTK kísérlethálózat talajain, Regicon Kft. Nyomdaüzem, Kompolt, 237 p.
- Blaskó L. – Zsigrai Gy.** 1994. Sustainable land use and mineral fertilizers on meadow chernozem soil, *Agrokémia és Talajtan*, 43., No. 3-4, pp. 344-356.
- Blaskó L.** 1981. Meszezés hatása a réti jellegű talajok könnyen oldható foszfor- és káliumtartalmára, *Agrokémia és Talajtan*, 30., No. 1-2, pp. 229-234.
- Blaskó L.** 1983. A talaj savanyú vagy túlmeszezett állapota és a foszforszolgáltatás néhány összefüggése réti talajokon, *Agrokémia és Talajtan*, 32., No. 3-4, pp. 399-406.
- Blaskó L.** 2002. A savanyú talajok termékenységének növelése javítással, *Talaj és környezet*, DE ATC – MTA TAB, 2002. június 11., Debrecen, pp. 44-55.
- Bocz E.** 1989. Új nagyüzemi biotechnológiai trágyázási módszer a talajok savanyodásának gátlása céljából, *Agrokémia és Talajtan*, 38. pp. 165-173.
- Boggero, A. – Barbieri, A. – Jacolien, de J. – Marchetto, A. – Mosello, R.** 1998. Chemistry and critical loads of Alpine lakes in Canton Ticino (Southern Central Alps), *Aquatic Sciences*, pp. 300-315.
- Bohn P.** 1982. Radioaktív és erősen toxikus hulladékok elhelyezésére alkalmas geológiai képződmények megítélésének rendszere, *Földtani Kutatás*, 25., No. 2, pp. 96-99.
- Bohn, L. H. – McNeal, L. B. - O'Connor, A. G.** 1985. Talajkémia. Mezőgazdasági Kiadó - Gondolat Kiadó, Budapest, 363 p.
- Boros L. - Boros L-né** 1980. Hóolvadásvíz által előidézett talajpusztulás a Nyírség északnyugati részén. *Földrajzi Értesítő* 29. No. 2-3, pp. 217-234.
- Böcker T. - Csoma J-né - Liebe P. - Lorberer Á. - Major P. - Müller P.** 1975. A felszín alatti vízforgalom elemzése a Bükk-hegység előterében, *Vízügyi Közlemények*, pp. 183-207.
- van Breemen, N. – Mulder, J.** 1986. Atmospheric acid deposition: effects on the chemistry of forest soils, *Acidification and its Policy Implications*, editor: Schneider, T., *Studies in Environmental Science* 30, Elsevier, pp. 141-152.
- Brunsdén, D.** 2001. A critical assessment of the sensitivity concept in geomorphology, *Catena*, 42, pp. 99-123.
- Buzás I. – Elek É. – Nyíri L. – Loch J. – Keresztény B. – Kotz T.** 1979. Ca-, Mg-, és mikroelem-műtrágyázási irányelvek, in: Debreczeni B. szerk.: *Kis agrokémiai útmutató*, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 319-343.

- Buzás I-né – Csernátóny Cs-né – Herczeg A.** 1986. A magyarországi talajok pH csökkenése, *Agrokémia és Talajtan*, 35, pp. 63-72.
- Camuffo, D.** 1986. Deterioration processes of historical monuments, *Acidification and its Policy Implications*, editor: Schneider, T.: *Studies in Environmental Science* 30, Elsevier, pp. 189-223.
- Csathó P.** 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés, *Tematikus szakirodalmi szemle*, MTA-TAKI, Budapest, 176 p.
- Csathó P.** 2001. Összefüggés a talajsavanyúság mértéke és a mészhatások között a hazai szabadföldi kísérletek adatbázisán, 1950-1998, I. A mészhatformák és a talajtulajdonságok szerepe a mészhatások megjelenésében, *Agrokémia és Talajtan*, 50., No. 1-2., pp. 103-117.
- Csillag J. – Lukács A. – Molnár E. – Bujtás K. – Rajkai K.** 1994. Study of Heavy Metal Overloading of Soils in a Model Experiment, *Agrokémia és Talajtan*, No. 1-2. pp. 196-210.
- Csillag J. – Lukács A. – Molnár E.** 1993. Zn, Pb, Co, Cd megkötődésének vizsgálata a talajban, Országos Környezetvédelmi Konferencia, I. kötet, Siófok 1993. szeptember 7-9., pp. 125-135.
- Csillag J. – Lukács A. – Bujtás K. – Németh T.** 1998. Impact of soil contamination and acidification on heavy metal concentration in the soil solution, Filep Gy. ed.: *Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships*, DATE, Debrecen, pp. 65-73.
- Csillag J. – Lukács A. – Bujtás K. – Pártay G.** 2001. A Cd-, Cr-, Ni-, Pb-, és Zn-koncentráció változása a talajoldatban szennyezés és savterhelés hatására, laboratóriumi kísérletben, *Agrokémia és Talajtan*, 50., No. 3-4., pp. 297-311.
- Csillag J. – Lukács A. – Pártay G.** 2002. Nehézfém- és savterhelés hatása a talaj folyadékfázisának összetételére, *Talaj és környezet*, De ATC – MTA TAB, 2002. június 11., Debrecen, pp. 185-194.
- Csima P.** 1993. Az általános tájvédelem és a természetvédelem, *Öko*, IV., No. 2-3. pp. 12-18.
- Csubák M.** 1999. A szerves savak hatása a fémionok mozgékonyosságára, *Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok*, *Agrokémia és Talajtan Szekció*, 1999. október 28-29., DATE, Debrecen
- Czinege E. – Pásztor L. – Szabó J. – Csathó P.** 2000. Térinformatikai alapokra épülő műtrágyázási rendszer, *Agrokémia és Talajtan*, 49. pp. 55-65.
- Czinege E.** 1999. A talajtakaró változatosságát figyelembe vevő agrotechnika új lehetőségei, *Agrokémia és Talajtan*, 48., pp. 224-233.
- Darab K. – Rédly L-né** 1981. Kalciumtartalmú javítóanyagok oldódása és talajjavító hatása, *Agrokémia és Talajtan*, 30., No. 1-2., pp. 169-176.
- Debreczeni B. – Czech R.** 1991. A műtrágyázás hatása a talajok könnyen oldható mikroelemtartalmára, *Agrokémia és Talajtan*, 40., No. 1-2., pp. 140-152.
- Debreczeni B.** 1983. A tápanyagok mozgása és felhalmozódása a talajban, *Agrokémia és Talajtan*, 32., No. 3-4., pp. 389-394.
- DeLorenzo, R.** 1993. Some interesting consequences of acid rain, in: Kask and Rawn ed. *General Chemistry*, Wm. C. Brown Publishers, p. 73.

- DeLorenzo, R.** 1994. Acid snow, in: Dewey ed. Understanding Chemistry, An Introduction, West Publishing Company, p. 441.
- Detrekői Á. – Szabó Gy.** 1995. Bevezetés a térinformatikába, Nemzeti Tankönyvkiadó, 250 p.
- Dickson, W.** 1986. Acidification effects in the aquatic environment, Acidification and its Policy Implications, editor: Schneider, T., Studies in Environmental Science 30, Elsevier, pp. 19-28.
- Dobosi Z. – Felméry L.** 1994. Klimatológia, ELTE TTK, Nemzeti Tankönyvkiadó, 500 p.
- Eastman, J. R.** 1997. Idrisi for Windows - Tutorial Exercises Version 2.0. Clark University, Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis
- EEA.** 1999. Soil degradation, Environment in the European Union at the turn of the century, Environmental assessment report No 2, pp. 182-203.
- EEA.** 2003. Soil degradation, Europe's environment: the third assessment Environmental assessment report No 10, pp. 198-212.
- Ellis, S. - Mellor, A.** 1995. Soils and Environment. Routledge, London and New York, 364 p.
- EMEP** Measurement Network adatai 1977-2000 időszakra, www.nilu.no/projects/ccn/network.html#hu
- Environmental Factsheet** No. 6. 1995 (updated in 1998). Critical loads, So much and no more, The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg, Sweden, 7 p.
- Environmental Factsheet** No. 8. 1998. LRTAP Convention, Air pollution treaty, The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg, Sweden, 4 p.
- Environmental Factsheet** No. 9. 2001. Air pollution and health, Acid News, 2., The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg, Sweden, 7 p.
- Environmental Factsheet** No. 10. 2002. EU legislation on air pollution and acidification, Acid News, 2., The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, Göteborg, Sweden, 4 p.
- Evans, L. S.** 1989. Effects of acidic precipitation on crops, Acidic Precipitation, Volume 2: Biological and Ecological Effects, editors: Adriano, D. C. - Johnson, A. H., Advances in Environmental Science, Springer-Verlag, pp. 29-60.
- Falus I. – Ollé J.** 2000. Statisztikai módszerek pedagógusok számára, Okker Kiadó, 372 p.
- Fazekas I. – Pinczés Z.** 2000. Helyi és regionális hulladékkezelés sajátosságai és környezeti problémái Hajdú-Bihar megyében, In: Beszámoló a magyarországi kormányközi együttműködés keretében 1999-2000. évben végzett munkáról, Debrecen, pp. 70-150.
- Fazekas I.** 2001. Az Európai Unió környezetvédelmi politikája és a magyar integráció, Debrecen, 116 p.
- Fazekas I.** 2003. A települési hulladékgazdálkodás sajátosságai és környezeti problémái Hajdú-Bihar megyében, Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék, Debreceni Egyetem, Doktori értekezés, 191 p.

- Fernandez, I. J.** 1989. Effects of acidic precipitation on soil productivity, *Acidic Precipitation, Volume 2: Biogeochemical and Ecological Effects*, editors: Adriano, D. C. - Johnson, A. H., *Advances in Environmental Science*, Springer-Verlag, pp. 61-83.
- Filep Gy. – Blaskó L.** 1997. The role of amelioration in agricultural land use, in Filep Gy. – Németh T. eds: *Land Use and Soil Management*, DATE, Debrecen, pp. 68-85.
- Filep Gy. – Csillag J.** 1993. Aluminium Mobilization as an Aspect of Chemical Degradation of the Soil, *Agrokémia és Talajtan*, 42., No. 1-2., pp. 79-88.
- Filep Gy. – Csubák M.** 1990. A savanyú talajok javításához szükséges mészsav becslésére alkalmas módszerek értékelése, *Agrokémia és Talajtan*, 39., No. 1-2., pp. 127-137.
- Filep Gy. – Filep T.** 1999. A potenciális talajsavanyúság jellemzése és értékelése, *Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok, Agrokémia és Talajtan Szekció*, 1999. október 28-29., DATE, Debrecen, pp. 43-47.
- Filep Gy. – Rédly L-né** 1987-88. A talajsavanyúság formáinak és a talaj sav-bázis puffertoló hatásának értelmezése, *Agrokémia és Talajtan*, 36-37., pp. 79-96.
- Filep Gy.** 1995. Talajvizsgálat, DATE, Mezőgazdaságtudományi Kar, 156 p.
- Filep Gy.** 1998. Behaviour and fate of pollutants in soils, Filep Gy. ed.: *Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships*, DATE, Debrecen, pp. 21-49.
- Filep Gy.** 1999a. Talajtani alapismeretek I. DATE, Mezőgazdaságtudományi Kar, 184 p.
- Filep Gy.** 1999b. Talajtani alapismeretek II. DATE, Mezőgazdaságtudományi Kar, 181 p.
- Fitzpatrick, E. A.** 1986. *An Introduction to Soil Science*. Longman Scientific and Technical, John Wiley and Sons, England - USA, 255 p.
- Folkoff, M. E. – Meentemeyer, V.** 1987. Climatic control of the geography of clay minerals genesis, *Annals of the Association of American Geographers*, Vol. 77., No. 4., pp. 635-650.
- Frances, A. J.** 1989. Effects of acidic precipitation in soil microorganisms, *Acidic Precipitation, Volume 3: Sources, Deposition, and Canopy Interactions*, editors: Lindberg, S. E. – Page, A. L. – Norton, S. A., *Advances in Environmental Science*, Springer-Verlag, pp. 304-326.
- Friedman, R. M. – Bierbaum, R. M. – Catherwood, P. A. – Diamond, S. C. – Hoberg, G. C. – Lee, V. A.** 1983. The Acid Rain Controversy: the limits of confidence, *The American Statistician*, 37., 4. pp. 385-394.
- Füleky Gy.** 1995. A mezőgazdasági termelés és a talaj környezetvédelme, *Agrokémia és Talajtan*, 44., 3-4., pp. 284-292.
- Führer Gy. E.** 1992. Luftbürtige Säurebelastung und Stickstoffeintrag in Waldökosysteme und ihre Auswirkungen auf die Bachwasserqualität, *Agrokémia és Talajtan*, 41., No. 1-2., pp. 95-101.
- Führer Gy. E. – Horváth L.** 1992. Saure Deposition in Ungarn, *Agrokémia és Talajtan*, 41., No. 1-2., pp. 90-94.

- Galambos J.** 1990. A tájpotenciál dinamikus minősítése és a tájhasználati kockázat, Műhely, A Környezetminősítő és Számítástechnikai Osztály tanulmány-sorozata, MTA FKI, Budapest, 33 p.
- Goda L.** 1966. A többnapos nagycsapadékok gyakorisága, Tanulmányok és Kutatási Eredmények, VITUKI, Budapest
- Greenwood, N. N. – Earnshaw, A.** 1997. Az elemek kémiája I., Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 549 p.
- Grennfelt, P. – Nilsson, J.** eds. 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen, Report from a workshop held at Sköller, Sweden, March 19-24, 1988. The Nordic Council of Ministers, Report 1988:15, Copenhagen, Denmark
- van Grinsven, J. J. M. – de Haan, F. A. M. – Riemsdijk, W. H.** 1986. Effects of acidic deposition on soil and groundwater, Acidification and its Policy Implications, editor: Schneider, T., Studies in Environmental Science 30, Elsevier, pp. 65-75.
- Győri D. – Kisfalusi F. – Palkovics M.** 1985. The influence of acidity on soil fertility, Agrokémia és Talajtan, 34., pp. 73-76.
- Győri Z. – Goulding K. – Blake L. – Prokisch J. – Kovács B.** 1996. Talajvizsgálatok a világ leghosszabb trágyázási tartamkísérletében, Magyar Kémikusok Lapja, 51., pp. 231-238.
- Győri Z. – Goulding, K. – Blake, L. – Prokisch J.** 1994. Soil analyses in the Rothamsted Park Grass experiment, Agrokémia és Talajtan, 43., 3-4., pp. 319-327.
- Hajósy F. – Kakas J. – Kéri M.** 1975. A csapadék havi és évi összegei Magyarországon a mérések kezdetétől 1970-ig. Az Országos Meteorológiai Szolgálat hivatalos kiadványai XLII., Budapest, 355 p.
- Hangyel L.** 1996. Kistenyésztedényes eljárás alkalmazása potenciálisan toxikus elemek felvehetőségének vizsgálatára, Növénytermelés, 45., No. 5-6., pp. 561-567.
- Hagvar, S.** 1986. Atmospheric deposition: impact via soil biology, Acidification and its Policy Implications, editor: Schneider, T., Studies in Environmental Science 30, Elsevier, pp. 153-160.
- Hagvar, S.** 1998. The relevance of the Rio-Convention on biodiversity to conserving the biodiversity of soils, Applied Soil Ecology, 9., pp. 1-7.
- Harrod, T. R.** 1994. Runoff, soil erosion and pesticide pollution in Cornwall, In: Rickson, R. J. ed. Conserving Soil Resources, European Perspectives, CAB International, pp. 105-115.
- Havi jelentések,** Éghajlati adatok, 1960-1987., Az Országos Meteorológiai Szolgálat Központi Meteorológiai Intézete, Budapest
- Horváth L. – Mészáros L.** 1986. Savas ülepedés Magyarországon, Időjárás, 90., pp. 143-149.
- Horváth L.** Savas eső, Gondolat Zsebkönyvek, Budapest, 123 p.
- Hrkal, Z.** 2001. Vulnerability of groundwater to acid deposition, Jizerské Mountains, northern Czech Republic: construction and reliability of a GIS-based vulnerability map, Hydrogeology Journal, Springer-Verlag

- Hüttl, R. F. – Frielinghaus, M.** 1994. Soil fertility problems – an agriculture and forestry perspective, *The Science of The Total Environment*, 143., No. 1, pp. 63-74.
- Izrael, Yu. A. – Semenov, S. M.** 1986. Ecological horizon, Acidification and its Policy Implications, editor: Schneider, T., *Studies in Environmental Science* 30, Elsevier, pp. 89-104.
- Jakucs P.** 1986. A légköri eredetű savasodás hatása a természetes élővilágra. *Időjárás*, 90, pp. 150-158.
- Jakucs P.** 1990. A magyarországi erdőpusztulás ökológiai megközelítése, *Fizikai Szemle*, 8. pp. 225-234.
- Jászberényi I.** 1979. Kadmiumhatás vizsgálatok tenyészedény kísérletekben, Egyetemi doktori disszertáció, DATE, Debrecen. cit: Csathó P. 1994. Nehézfém- és egyéb toxikus elem-forgalom a talaj-növény rendszerben, *Agrokémia és Talajtan*, 43, No. 3-4, pp. 371-398.
- Jennrich, R. I.** 1977. Stepwise regression, In Enslein, K. – Ralston, A. – Wilf, H. S. (Eds.): *Statistical methods for digital computers*, John Wiley and Sons, New York
- Juhász E.** 1989. Az ivóvízellátás mennyiségi és minőségi kérdései Magyarországon, *Hidrológiai Közöny*, 69, No. 4, pp. 193-202.
- Kabata-Pendias, A. – Pendias, H.** 1984. *Trace elements in soils and plants*, Boca Raton, CRC Press, 315 p.
- Kádár I. – Balázs, M. – Szabó L.** 1998. Phytotoxicity of heavy metals in long-term field experiments, Filep Gy. ed.: *Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships*, DATE, Debrecen, pp. 138-143.
- Kádár I. – Morvai B. – Szabó L.** 1998a. Phytotoxicity of heavy metals in long-term field experiments, Filep Gy. ed.: *Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships*, DATE, Debrecen, pp. 138-143.
- Kádár I. – Szabó L. – Fodor L.** 1998b. Tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel és egyéb káros elemekkel, *Szaktanácsadási füzetek VIII.*, GATE MFK, Gyöngyös, 64 p.
- Kádár I. – Szemes I.** 1994. A nyírlugosi tartamkísérlet 30 éve, MTA TAKI, Budapest, 248 p.
- Kádár I.** 1991. A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata, *Környezet- és természetvédelmi kutatások, KTM – MTA TAKI*, Budapest, 104 p.
- Kádár I.** 1993. A trágyázás és környezetszennyezés összefüggései a Rothamsted-i tartamkísérletek tükrében. *Agrokémia és Talajtan*, 42, No. 3-4. pp. 421-431.
- Kádár I.** 1998a. Savanyú talajok meszezésének szükségessége teljes körű állami támogatással. In Schmidt R. - Szakál P. szerk.: *Talajsavanyodási helyzetkép és megoldások*, Pannon Agrártudományi Egyetem, Mosonmagyaróvár, pp. 9-71.
- Kádár I.** 1998b. A mezőgazdaság és környezetvédelem, *Szaktanácsadási füzetek V.*, GATE MFK, Gyöngyös, 90 p.
- Kádár I. – Turán T.** 2002. P-Zn kölcsönhatás mészlepedékes csernozjom talajon kukorica monokultúrában, *Agrokémia és Talajtan*, 51., 3-4., pp. 381-394.

- Kádár I.** 2002. Effect of P, Zn and Cu fertilization on crops on a calcareous Chernozem soil, *Agrokémia és Talajtan*, 51, 1-2, pp. 185-192.
- Kadlicskó B.** 1995. A barna erdőtalajok krónikus elsavanyodásának megakadályozása, a talajjavítás hatása mezőgazdasági területen. *Agrokémia és Talajtan*, 44, No. 3-4, pp. 329-336.
- Kadlicskó B.** 1996. A talajsavanyodási folyamatok agyagbemosódásos barna erdőtalajon, in: Szabó L. – Tóthné Surányi K. szerk.: *A termőföld védelme*, OMÉK'96, Gödöllő, pp. 76-81.
- Karuczka A. – Blaskó L.** 1993. Talajok savterheléssel szembeni érzékenysége és a potenciálisan toxikus elemek oldékonysága különböző talajokon. Országos Környezetvédelmi Konferencia, I. kötet, Siófok 1993. szeptember 7-9., pp. 160-170.
- Karuczka A. – Löki A.** 1998. Relation between heavy metal mobility and some properties of soils, Filep Gy. ed.: *Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships*, DATE, Debrecen, pp. 108-112.
- Keckler, D.** 1997. *Surfer for Windows, Contouring and Surface Mapping*, User's Guide, Golden Software, Inc.
- Kerényi A. – Csorba P.** 1991. Assessment of the sensitivity of the landscape in a sample area in Hungary for climatic variability, *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol. 16, pp. 663-673.
- Kerényi A. - Szabó Gy.** 2001. Landscape loadability and landscape protection in Hungary, *Acta Pericemologica rerum ambientum Debrecina*, 1., Debrecen, pp. 36-42.
- Kerényi A. – Martonné Erdős K.** 1994. *Talajtani gyakorlatok, KLTE*, Debrecen, 90 p.
- Kerényi A.** 1994a. *Környezetünk-egészségünk*, Magazin Kiadó, Budapest, 148 p.
- Kerényi A.** 1994b. A környezetvédelem globális szempontú értelmezése és ennek hatása a földrajzkutatásra és oktatásra - Akadémiai doktori értekezés, KLTE, Debrecen, 165 p.
- Kerényi A.** 1995. *Általános környezetvédelem*, Mozaik Oktatási Stúdió, Szeged, 383 p.
- Kerényi A.** 2003. *Európa természet- és környezetvédelme*, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 534 p.
- Kereszty A.** szerk. 1998. *Zöld tények könyve*, Greger-Delacroix, 464 p.
- Kertész Á.** 1997. *A térinformatika és alkalmazásai*, Holnap Kiadó, 240 p.
- Keveiné Bárány I. – Hoyk E. – Zseni A.** 1999. Karsztökölógiai egyensúlymegbomlások néhány hazai karszterületen, *Karsztfejlődés*, Szombathely, pp. 79-91.
- Kiekens, L. – Cottenie, A.** 1985. Principles of investigation on the mobility and plant uptake of heavy metals, in: Leschber, R. – Davis, R. D. – L'Hermite, P.: *Chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soils*, Elsevier Applied Science Publishers, London – New York, pp. 32-41.
- Klinkenberg, B.** 1990. Digital Elevation Models, In: Goodchild, M. F. - K. K. Kemp, eds. *NCGIA Core Curriculum in GIS*. <http://www.geog.ubc.ca/courses/klink/gis.notes/ncgia/toc.html>

- Kollányi L. – Prajczner T.** 1995. Térinformatika a gyakorlatban, GeoGroup, Budapest, 148 p.
- Kolozsváriné Pásztor A.** 1995. A talajvíz nitrátszennyezettségének területi és időbeli változásai bükkaljai falvak példáján, KLTE, Alkalmazott Tájföldrajzi Tanszék, Egyetemi doktori értekezés, 103 p. (Kézirat)
- Kozák M. – Mészáros E.** 1971. Magyarországi csapadékvizek kémiai összetétele és mezőgazdasági jelentősége, *Agrokémia és Talajtan*, 20. pp. 329-352.
- Krisztián J. – Kadlicskó B. – Holló S.** 1995. Barna erdőtalajok krónikus elsavanyodása, *Agrokémia és Talajtan*, 44., No. 3-4. pp. 326-328.
- Kros, J. – Mol-Dijkstra, P. – Pebesma, E. J.** 2002. Assessment of the prediction error in a large-scale application of a dynamic soil acidification model, *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 16., Springer-Verlag, pp. 279–306.
- Krüger, A. – Lorz, C. – Neumeister, H.** 1996. Einfluß der Beschaffenheit von Oberflächenwässern auf die Wassergüte von Trinkwassertalsperren, *Zbl. Geol. Paläont. Teil I.*, pp. 1-18.
- Kuylenstierna, J. H. I. – Rodhe, H. – Cinderby, S. – Hicks, K.** 2001. Acidification in Developing Countries: Ecosystem Sensitivity and the Critical Load Approach on a Global Scale, *Ambio*, Vol. 30. No. 1, pp. 20-28.
- Legendre, P. – Legendre, L.** 1998. *Numerical Ecology*, Elsevier, Amsterdam, 870 p.
- Lénárt Cs. – Tamás J. – Bíró T.** 1997. Digitális terepmodellek (DTM-ek) használata a vízgazdálkodásban. Magyar Hidrológiai Társaság XV. Országos Vándorgyűlése, 1997. július 9-11., Kaposvár, pp. 880-892.
- Lénárt Cs. – Tamás J.** 1999. Térinformatikai alapú környezeti hatásvizsgálatok Debrecen város vízbázisának védelme érdekében, *Agrárinformatika'99*, Konferencia kiadvány, DATE, pp. 149-152.
- Lobo-Ferreira, J. B. – Oliveira, M. M.** 1997. Drastic groundwater vulnerability mapping of Portugal, in "Groundwater: An Endangered Resource", Proceedings of the 27th Congress of the International Association for Hydraulic Research, held in San Francisco, USA, Aug. 10-15, pp. 132-137.
- Loch J. – Vágó I. – Győri Z.** 1993. A krómfelvétel vizsgálata szálkáspérjével különböző talajtípuson, Országos Környezetvédelmi Konferencia, I. kötet, Siófok 1993. szeptember 7-9., pp. 114-124.
- Lóczy D.** 2002. Tájértékelés, földértékelés, *Studia Geographica, Dialóg Campus Szakkönyvek*, Budapest-Pécs, 307 p.
- Lorz, C.** 1999a. Umsatz von versauerungsrelevanten Stoffen im Einzugsgebiet der Oberen Großen Pyra, Westerzgebirge, *Leipziger Geowissenschaften*, 11., pp. 39-44.
- Lorz, C.** 1999b. Die Bedeutung quartär- und bodengeologischer Strukturen für die Gewässerversauerung –Einzugsgebiet Obere Großen Pyra, Westerzgebirge, *Frankfurter Geographische Hefte*, 63., pp. 85-95.
- Li, W. – Gao, J.** 2002. Acid Deposition and Intergrated Zoning Control in China, *Environmental Management*, Vol. 30. No. 2. pp. 169-182.

- Liu, J. G. – Liang, J. S. – Li, K. Q. – Zhang, Z. J. – Yu, B. Y. – Lu, X. L. – Yang, J. C. – Zhu, Q. S.** 2003. Correlations between cadmium and mineral nutrients in adsorption and accumulation in various genotypes of rice under cadmium stress, *Chemosphere*, 52., pp. 1467-1473.
- Ma, Q. Y. – Lindsay, W. L.** 1995. Estimation of Cd^{2+} and Ni^{2+} activities in soils by chelation, *Geoderma*, 68., pp. 123-133.
- Maidment, D. R.** 1993. GIS and Hidrologic Modelling, In: Goodchild, M. F. – Parks, B. O. – Steyaert, L. T. ed.: *Enviromental Modelling with GIS*, Oxford University Press, Oxford – New York, pp.
- Marosi S. – Somogyi S.** 1990. Magyarország kistájainak katasztere, MTA FKI, Budapest, 1021 p.
- Marsh, W. M.** 1987. *Earthscape – A Physical Geography*, John Wiley and Sons, New York, 510 p.
- Martin, M. H. – Coughtrey, P. J.** 1982. Biological monitoring of heavy metal pollution, Applied Science Publishers, London-New York, 475 p.
- McBratney, A. B. – Odeh, I. O. A. – Bishop, T. F. A. – Dunbar, M. S. – Shatar, T. M.** 2000. An overview of pedometric techniques for use in soil survey, *Geoderma*, 97. pp. 293-327.
- McCormick, J.** 1989. *Acid Earth, The Global Threat of Acid Pollution*, Sec. ed., Earthscan Publications, London, 225 p.
- Mezősi G. – Mucsi L.** 1993. Kritikus környezeti állapotú felszínek Magyarországon, *Földrajzi Közlemények*, pp. 225-233.
- Mészáros E. – Molnár A. – Horváth Zs.** 1993. A mikroelemek légköri ülepedése. *Agrokémia és Talajtan*, No. 3-4., pp. 221-227.
- Mészáros E.** 1984. Savas esők Magyarországon. *Magyar Tudomány*, 29. pp. 529-536.
- Mészáros E.** 1986. A légköri savas ülepedés. *Időjárás*, 90, pp. 69-76.
- Mészáros E.** 2001. *A környezettudomány alapjai*, Akadémiai Kiadó, Budapest, 210 p.
- MI-08-1735-1990.** (S 02) Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése, MÉM Műszaki Irányelv
- Moksony F.** 1998. A kicsi szép. A determinációs együttható értelmezése és használata a szociológiai kutatásban, *Szociológiai Szemle*, No. 4., 13 p.
- Molski, B. A. – Dmuchowski, W.** 1986. Effects of acidification on forests and natural vegetation, wild animals and insects, *Acidification and its Policy Implications*, editor: Schneider, T., *Studies in Enviromental Science* 30, Elsevier, pp. 29-51.
- Moser M. – Pálmai Gy.** 1992. *A környezetvédelem alapjai*, Tankönykiadó, Budapest, 494 p.
- MSZ-08-0205-1978.** A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata, Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Szabvány, 39 p.
- MSZ-08-0206/2-1978.** A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok (pH-érték, szódában kifejezett fenolftalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos és kicserélődési aciditás), Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Szabvány, 12 p.

- MSZ-08-0210-1977.** A talaj szerves szén tartalmának meghatározása, Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Szabvány, 6 p.
- MSZ-08-1722/3-1989.** Talajvizsgálatok. A talaj oldható toxikuselem- és nehézfém-tartalmának meghatározása, Magyar Köztársaság Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Ágazati Szabvány, 11 p.
- Murányi A. – Németh T.** 1990. The acidifying effect of $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ fertilizer in a pot experiment, *Agrokémia és Talajtan*, 39., No. 3-4., pp. 409-411.
- Murányi A. – Rédly L.-né** 1986. Titrálási görbék felhasználása a talajt érő savterhelések összehasonlító jellemzésére - *Agrokémia és Talajtan*, 35., pp. 49-62.
- Muhina, L. I. – Preobrazsenszkij, V. Sz. – Grin, A. M. – Dolgusin, I. Ju** 1981. A környezetre gyakorolt emberi hatások következményei értékelésének rendszerszemléletű megközelítése, *Földrajzi Értesítő*, 30., No. 1., pp. 15-29.
- NEGTA** 2001. Effects on soils, Transboundary Air Pollution: Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone in the UK, DEFRA, UK, pp. 97-133.
- Németh T. – Molnár E. – Csillag J. – Bujtás K. – Lukács A. – Pártay G.** 1993. Fate and Plant Uptake of Heavy Metals in Soil-Plant Systems Studied in Soil Monoliths. *Agrokémia és Talajtan*, 42., No. 1-2. pp. 195-206.
- Nigel, M. W.** 1990. Spatial Interpolation I-II., In: Goodchild, M. F. - K. K. Kemp, eds. NCGIA Core Curriculum in GIS. <http://www.geog.ubc.ca/courses/klink/gis.notes/ncgia/toc.html>
- Nijssen, B. – Lettenmaier, D. P. – Xu, L. – Wetzel, S. W. – Wood, E. F.** 1997. Streamflow simulation for continental-scale river basins, *Water-Resources-Research*. 33., 4., pp. 711-724.
- Novák T.** 1996. A mezőgazdasági földhasználat és a természetföldrajzi adottságok vizsgálata Bükkalja példáján, *KLTE*, Debrecen, 53 p. (Kézirat)
- Olson, R. A.** 1987. The use of fertilizers and soil amendments, in: Wolman, M. G. – Fourneier, F. G. A. eds., *Land Transformation in Agriculture*, SCOPE, John Wiley and Sons, Chicester-New York-Brisbane-Toronto-Singapore, pp. 203-226.
- O'Neill, P.** 1993. *Environmental chemistry*, Chapman and Hall, 268 p.
- Orsovai I.** 1994. Fejezetek a környezetföldtan tárgyköréből, *Humánökológia*, ELTE TTK, Budapest, p. 168 p.
- Ozturk, L. – Karanlik, S. – Ozkutlu, F. – Cakmak, I. – Kochian, L. V.** 2003. Shoot biomass and zinc/cadmium uptake for hyperaccumulator and non-accumulator *Thlaspi* species in response to growth on a zinc-deficient calcareous soil, *Plant Science*, 164., pp. 1095-1101.
- Pais I. – Horváth L.** 1990. Atmospheric acidic Deposition and its environmental effects in Hungary, *Acidic Precipitation, Volume 5: International Overview and Assessment*, editors: Bresser, A. H. M. – Salomons, W., *Advances in Environmental Science*, Springer-Verlag, pp.
- Papp S. – Kümmel, R.** 1992. *Környezeti kémia*, Tankönyvkiadó, Budapest, 359 p.
- Paul, K. I. – Black, A. S. – Conyers, M. K.** 2001. Effect of plant residue return on the development of surface soil pH gradients, *Biol. Fertil. Soils*, Vol. 33., pp. 75-82.

- Péczely Gy.** 1981. Éghajlatlan, Tankönyvkiadó, Budapest, 336 p.
- Pinczés Z. – Martonné Erdős K. – Dobos A.** 1993. Elterések és hasonlóságok a heglábfelszínnek pleisztocén felszínfejlődésében, Földrajzi Közlemények, CXVII/3, pp. 149-162.
- Pinczés Z.** 1956. A Déli-Bükk előterének néhány fejlődéstörténeti problémája, Acta Universitatis Debreceniensis de Ludovico Nominatae, Tom. III/2, pp. 209-220.
- Piotrowitz, S. R. – Harvey, G. R. – Boran, D. A. – Weisel, C. P. – Springer-Young, M.** 1984. Cadmium, copper, and zinc interactions with marine humus as a function of ligand structure, Marine Chemistry, 14., 4., pp. 33-346.
- Poiker T. K.** 1990. The TIN Model, In: Goodchild, M. F. - K. K. Kemp, eds. NCGIA Core Curriculum in GIS. <http://www.geog.ubc.ca/courses/klink/gis.notes/ncgia/toc.html>
- Poulton, P. R. – Johnston, A. E.** 1994. The Rothamsted classical experiments, Agrokémia és Talajtan, 43., No. 3-4., pp. 249-263.
- Précsényi I.** 1995: Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projectértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában. szerk. Barta Z. - Karsai I. - Székely T., Viselkedésokológiai Kutatócsoport, KLTE, Debrecen, 163 p.
- Pusztai A.** 1978. Intenzív műtrágyázás és a környezetszennyezés, Agrokémia és Talajtan, 27. No. 1-2., pp. 219-227.
- Redmon, L. A. – McFarland, M. L. – Haby, V. A. – Bade, D. H.** 2001. Soil acidity and liming, The Agricultural Program, The Texas A and M University System, SCS-2001-06
- Reuss, J. O. – Walthall, P. M.** 1990. Soil reaction and acidic deposition, Acidic Precipitation, Volume 4: Soils, Aquatic Processes and Lake Acidification, editors: Norton, S. A. – Lindberg, S. E., Advances in Environmental Science, Springer-Verlag, pp. 1-31.
- Riedel M.** 1998. A savas eső mérése az Air Pollution Project Europe keretében, ELTE Fizikai Kémiai Tanszék, www.kation.elte.hu/vegbank/savaseso/se.htm
- Rodenburg, J. – Stein, A. – van Noordwijk, M. – Ketterings, Q. M.** 2003. Spatial variability of soil run-off following slash-and-burn land clearing in Sumatra, Indonesia, Soil and Tillage Research, 71., pp. 1-14. (Elsevier, Science Direct)
- Rózsa P.** 2003. Az épített környezet, In Kerényi A. szerk.: Környezettan szöveggyűjtemény
- Saaty, T. L.** 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures, J. Math. Psychology, 15, pp. 234-281.
- Sarkadi J. – Németh T. – Kádár I.** 1986. A talaj könnyen oldható tápanyagtartalmának heterogenitása, Agrokémia és Talajtan, 35., pp. 295-306.
- Sárközi F.** 1996. IDRISI WWW oktatóanyag, http://www.agt.bme.hu/tutor_h/idrisi/tutindex.htm

- Schreck, P.** 1998. Environmental impact of uncontrolled waste disposal in mining and industrial areas in Central Germany, *Environmental Geology*, Vol. 35. No. 1., pp. 66-72.
- Schroeder, D.** 1992. *Bodenkunde in Stichworten*, Hirts Stichwortbücher, Gebrüder Borntraeger Verlagbuchhandlung, Berlin-Stuttgart, 175 p.
- Sedlacek, J. – Gjessing, E. T. – Källquist, T.** 1989. Influence of difference humus fractions on uptake of cadmium to alga *Selenastrum capricornutum* Printz, *The Science of The Total Environment*, 81-82., pp. 711-718.
- Simon B. – Michéli E. – van Scoyoc, G. E. – McFee, W. W.** 2002. Factors affecting soil acidity in Hungary, *Agrokémia és Talajtan*, 51., No. 1-2., pp. 53-62.
- Simon, B. – Wibbertmann, A. – Wagner, D. – Tomaska, L. – Malcolm, H.** 2001. Zinc, *Environmental Health Criteria* 221., Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals, WHO, Geneva
- Simon L.** 1999. A talaj szennyeződése szerves anyagokkal, in: Simon L. szerk.: *Talajszennyeződés, talajtisztítás, Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató*, KGI, Budapest, pp. 3-32.
- Solymos R.** 1986. Erdeink egészsége és a savas ülepedés. *Időjárás*, 90., pp. 181-191.
- Somlyódy L. – Zotter K.** 1986. A savas ülepedés várható hatása vizeink minőségének alakulására. *Időjárás*, 90., 159-168.
- Stafford, J. V. – Ambler, B. – Lark, R. M. – Catt, J.** 1996. Mapping and interpreting the yield variation in cereal crops, *Computers and Electronics in Agriculture*, 14., pp. 101-119. (Elsevier, Science Direct)
- Stefanovits P. - Filep Gy. - Fülek Gy.** 1999. *Talajtan*, Mezőgazda Kiadó, 472 p.
- Stefanovits P. – Simon B. – Michéli E.** 1998. Tendencies in acidification of soils of Hungary, Filep Gy. ed.: *Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships*, DATE, Debrecen, pp. 74/84.
- Stefanovits P.** szerk. 1977. A talajjavítás és talajvédelem környezetvédelmi kérdései, In: *Talajvédelem, környezetvédelem, Biológiai környezetünk védelme*, Mezőgazdasági Kiadó, pp. 39-148.
- Stefanovits P.** 1978. Talaj és környezet, *Agrártudományi Közlemények*, 37., pp. 13-24.
- Stefanovits P.** 1981. A talajmelioráció környezetvédelmi vonatkozásai, *Agrokémia és Talajtan*, 30., No. 1-2., pp. 137-142.
- Stefanovits P.** 1983. Mezőgazdaságilag művelt talajok környezetvédelmi kérdései, *Agrokémia és Talajtan*, 32. No. 3-4., pp. 323-331.
- Stefanovits P.** 1989. Az agyagásványösszetétel szerepe a talajok savasodásában, *Agrokémia és Talajtan*, 38., pp. 145-154.
- Stefanovits P.** 1995. Talaj és környezet – A talaj környezeti tompítóképesége, *Agrokémia és Talajtan*, 44., 3-4., pp. 279-283.
- Stefanovits P.** 1996. A talajvédelmi szemlélet globális és regionális módosulása, in: Szabó L. – Tóthné Surányi K. szerk.: *A termőföld védelme*, OMÉK '96, GATE, Gödöllő, pp. 3-9.

- Stefanovits P.** 2003a. A talaj-növény kapcsolatáról, Tájékológiai Lapok, 1., No. 1., pp. 3-6.
- Stefanovits P.** 2003b. Szabályszerűségek a talajásványok területi eloszlásában, Környezetvédelmi mozaikok – Tiszteletkötet Kerényi Attila 60. születésnapjára, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen, pp. 217-226.
- Steiner F.** 1990. A geostatisztika alapjai, Tankönyvkiadó, Budapest, 363 p.
- Stelczer K.** 2000. A vízkészlet-gazdálkodás hidrológiai alapjai, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 411 p.
- Szabolcs I.** szerk. 1966. A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve, OMMI, Budapest, 428 p.
- Szabolcs I.** 1994. The resilience of soils, Agrokémia és Talajtan, 43., No. 1-2., pp. 29-36.
- Szabó Gy.** 2000. Talajok és növények nehézfémtartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen, Studia Geographica, Institutum Geographiae, Universitas Debreceniensis, 144 p.
- Szabó Gy.** 2001. Role of Land Use in Spatial Distribution of Heavy Metals - Papers of the 4th Moravian Geographical Conference CONGEO'01, Tisnov, Czech Republic Sept. 10-14. pp. 136-140.
- Szabó Gy.** 2003. A területhasználat és a talaj nehézfém tartalma közötti kapcsolat vizsgálata egy bükkaljai és egy felső-hegyközi mintaterületen, Környezetvédelmi Mozaikok, Tiszteletkötet Kerényi Attila 60. születésnapjára, pp. 353-362.
- Szabó J.** 1992. A víz földrajza, In: Borsy Z. szerk. Általános természetföldrajz, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 124-250.
- Szabó I. – Márk E.** 1993. Szennyezőanyagok hatása az agyagos képződmények áteresztőképességére, Országos Környezetvédelmi Konferencia, I. kötet, Siófok, pp. 150-159.
- Szabó L. – Fodor L.** 1996. Talaj-növény-nehézfém kapcsolatok, in: Szabó L. – Tóthné Surányi K. szerk.: A termőföld védelme, OMÉK'96, Gödöllő, pp. 112-119.
- Szabó L. – Fodor L.** 1998. Investigation of mobility and availability of some heavy metal in field conditions, Filep Gy. ed.: Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships, DATE, Debrecen, pp. 132-137.
- Szántosi A.** 1981. A talajjavítás tartamhatásának vizsgálata agyagbemosódásos barna erdőtalajon, Agrokémia és Talajtan, 30., No. 1-2., pp. 212-214.
- Szász G.** 1988. Agrometeorológia: általános és speciális, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 461 p.
- Szegedi S.** 1999. Közlekedési eredetű nehézfémek Debrecen talajaiban és növényzetében, ennek talajtani és városökológiai összefüggései, PhD Értekezés, KLTE, Debrecen, 138 p.
- Takács S.** 2001. Nyomelemek nyomában, Medicina, Budapest, 265 p.
- Tamás J. – Bíró T. – Lénárt Cs.** 1999. DTM-ek szerepe a hidrológiai folyamatok elemzésében, Agrárinformatika '99, Konferencia kiadvány DATE, p. 142.
- Tamás J.** 1997. Térinformatika és környezeti modellezés, Tempus ICER JEP 7924, http://geoinfo.cslm.hu/courses/kornyinfo/date_jegyzet.pdf, 118 p.

- Tamás J.** 2001. Precíziós mezőgazdaság, Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, 144 p.
- Tamás J.** szerk. 2002. Talajremediáció, DE ATC, 241 p.
- Tanner, R. L.** 1990. Sources of acids, and their precursors in the atmosphere, Acidic Precipitation, Volume 3: Sources, Deposition, and Canopy Interactions, editors: Lindberg, S. E. – Page, A. L. – Norton, S. A., Advances in Environmental Science, Springer-Verlag, pp. 1-19.
- Tatár L. – Tatár L-né** 1983. A műtrágyázás hatása a nyírségi kovárványos barna erdőtalaj pH-értékeinek változására, Agrokémia és Talajtan, 32., No. 3-4., pp. 394-397.
- Tavani, E. L. – Volzone, C.** 1999. Adsorption of sulfuric acid on smectite from acidic aqueous solutions, Cerâmica, Vol. 45, No. 245, pp. 133-136.
- Taylor, G. J.** 1989. Aluminium toxicity and tolerance in plants, Acidic Precipitation, Volume 3: Sources, Deposition, and Canopy Interactions, editors: Lindberg, S. E. – Page, A. L. – Norton, S. A., Advances in Environmental Science, Springer-Verlag, pp. 327-361.
- Temminghoff, E. J. M. – Plette, A. C. C. – Van der Zee, S. – Van Riemsdijk, W. H.** 1998. Availability and mobility of heavy metals in contaminated soils, Filep Gy. ed.: Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships, DATE, Debrecen, pp. 85-102.
- The 1999 Gothenburg Protocol** to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm
- Thyll Sz.** 1978. Hidrológia és hidraulika, DATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Szarvas, 265 p.
- Thyll Sz.** szerk. 1996. Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 425 p.
- Tianhong, L. – Yanxin, S. – An, X.** 2003. Integration of large scale fertilizing models with GIS using minimum unit, Environmental Modelling and Software, in press (Science Direct)
- Tisdale, S. L. – Nelson, W. L.** 1966. A talaj termékenysége és a trágyázás, Mezőgazdasági Kiadó, 493 p.
- Tóth Z.** 2001. A nitrogén műtrágyák hasznosulása és talajra gyakorolt hatása, AgroNapló Online, www.agronaplo.hu
- Tomczak, M.** 1998. Spatial Interpolation and its Uncertainty Using Automated Anisotropic Inverse Distance Weighting (IDW) - Cross-Validation/Jackknife Approach, Journal of Geographic Information and Decision Analysis, vol. 2, No. 2., pp. 18-30
- Twomey, J. M. - Smith, A. E.** 1997. Validation and Verification, in: Artificial Neural Networks for Civil Engineers: Fundamentals and Applications (N. Kartam, I. Flood and J. Garrett, editors), ASCE press, 1997, pp. 44-64.
- Vallejo, V. R. – Bautista, S. – Cortina, J.** 2000. Restoration for soil protection after disturbances, In: Trabaud, L. ed.: Life and Environment in the Mediterranean, WIT Press, Southampton-Boston, pp. 301-345.
- Várallyay Gy. – Láng I.** 2001. A talaj kettős funkciója: természeti erőforrás és termőhely, Acta Agraria Debreceniensis, pp. 5-19.

- Várallyay Gy. – Rédly L-né – Murányi A.** 1986. A légköri savas ülepedés hatása a talajra Magyarországon. *Időjárás*, 90., pp. 169-180.
- Várallyay Gy. – Rédly M. – Murányi A.** 1993. Map of Susceptibility of Soils to Acidification in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*, 42., pp. 35-42.
- Várallyay Gy.** 1994. Talaj – talajvédelem – talajhasználat, In: Természeti és társadalmi környezetünk (Varga E. ed.), Budapest, ELTE TTK, pp. 3-71.
- Várallyay Gy.** 2001. Szemléletváltozások a magyarországi talajjavítás történetében, *Agrokémia és Talajtan*, 50., No. 1-2., pp. 119-135.
- Várallyay Gy.** 2003. A talajok környezeti érzékenységeinek értékelése, *Tájökológiai Lapok*, 1., No. 1., pp. 45-62.
- Veeken, A.** 1998. Remediation of heavy metal contaminated soils by citric acid extraction, Filep Gy. ed.: *Soil Pollution; Soil, Water and Environment Relationships*, DATE, Debrecen, pp. 287-297.
- Vízrajzi Évkönyvek** 1971-2000, Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet, LXXVI-XCVII., Budapest
- Walford, N.** 1997. *Geographical Data Analysis*, John Wiley and Sons, Chichester-New York-Brisbane-Toronto-Singapore, 441 p.
- Wingle, W. L. – Poeter, E. P.** 1999. *Geostatistical Analysis Tutor*, Colorado School of Mines Department of Geology and Geological Engineering, Golden, Colorado, USA, <http://uncert.mines.edu/tutor/>
- Zar, J. H.** 1995: *Biostatistical Analysis*, Prentice-Hall International Edition, 718 p.
- Závoti J.** 1993a. Digitális terepmodellek, In. Márkus B. szerk. Bevezetés a térinformatikába. NCGIA Core Curriculum, magyar változat, Budapest,
- Závoti J.** 1993b. Térbeli interpoláció I-II., In. Márkus B. szerk. Bevezetés a térinformatikába. NCGIA Core Curriculum, magyar változat, Budapest
- Závoti J.** 1993c. A TIN modell, In. Márkus B. szerk. Bevezetés a térinformatikába. NCGIA Core Curriculum, magyar változat, Budapest
- Zhu, Y.-G. – Smith, S. E. – Smith, F. A.** 2001. Zinc (Zn) – phosphorus (P) interactions in two cultivars of Spring wheat (*Triticum aestivum* L.) differing in P uptake efficiency, *Annals of Botany*, 88., 5., pp. 941-945.
- Zvyagintsev, D. G.** 1990. Soil microorganisms and environmental protection, *Agrokémia és Talajtan*, 39. No. 3-4. pp. 283-285.
- Zseni A.** 1999. Research on the Soils of Karst Areas in Hungary (Example Bükk Mountain). *Acta Carsologica*, 28/2, 12., pp. 203-210.
- Zseni A.** 2000. Research of the Soil Protection and Carbonate Content in Karst Areas of Hungary (Bükk Plateau, Aggtelek Karst). 4th Symposium on Karst Protection, 2000. november 3-5.
- Zsigrai Gy.** 1995. A tartós műtrágyahasználat hatása egy csernozjom talaj néhány kémiai tulajdonságára, *Agrokémia és Talajtan*, 44., 3-4., pp. 337-347.
- Zsuffa I.** 1999. *Műszaki hidrológia IV.*, Műegyetemi Kiadó, 246 p.