
Szegedi Tudományegyetem

Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

Földtudományok Doktori Iskola

DOKTORI (Ph. D.) ÉRTEKEZÉS

**A HASZNÁLT HÉVÍZ SZIKKADÁS HATÁSAI A TALAJ-TALAJVÍZ RENDSZERRE,
KÜLÖNÖS TEKINTETTEL A SZIKESEDÉS RÉSZFOLYAMATAIRA**

Készítette: Balog Kitti

Témavezető: Dr. M. Tóthné Dr. Farsang Andrea



2011

TARTALOMJEGYZÉK

I. BEVEZETÉS	1
II. IRODALMI ELŐZMÉNYEK	5
2.1. MAGYARORSZÁG GEOTERMIKUS ADOTTSÁGAI	5
2.2. AZ ALFÖLD FELSZÍN ALATTI VIZEINEK KÉMIAI JELLEMZŐI	6
2.3. A HÉVIZEK HASZNOSÍTÁSA	7
2.4. A TERMÁLVIZEK HASZNÁLAT UTÁNI KEZELÉSI LEHETŐSÉGEI	8
2.4.1. Felszíni élővízbe vezetés	8
2.4.2. Visszasajtolás	10
2.5. A FELSZÍNI ELVEZETÉS KAPCSÁN FELLÉPŐ SZIKKADÁS KOCKÁZATAI	11
2.5.1. Sófelhalmozódás (szoloncsákosodás).....	11
2.5.2. Alkalmazáció (szolonyecsedés).....	15
2.5.3. Talajlúgosodás	18
2.5.4. Potenciális szikesedés, másodlagos szikesedés, antropogén szikesedés	18
2.5.5. A talaj puffer képességének csökkenése	22
2.6. JOGSZABÁLYI HÁTTÉR	23
III. VIZSGÁLT TERÜLETEK.....	27
3.1 CSERKESZŐLŐ	28
3.1.1. Földrajzi fekvés, domborzat	28
3.1.2. Földtani és talajtani adottságok	28
3.1.3. Vízrajz	29
3.1.4. Éghajlat.....	30
3.1.5. Vegetáció.....	30
3.1.6. Cserkeszölő egyedi adottságai.....	30
3.2 TISZAKÉCSKE-KEREKDOMB.....	31
3.2.1. Földrajzi fekvés, domborzat	31
3.2.2. Földtani és talajtani adottságok	31
3.2.3. Vízrajz	32
3.2.4. Éghajlat.....	33
3.2.5. Vegetáció.....	33
3.2.6. Tiszakécske - Kerekdomb egyedi adottságai.....	34
IV. MÓDSZEREK	35
4.1. MINTAVÉTELI MÓDSZEREK	35
4.2. LABORATÓRIUMI MÉRÉSI MÓDSZEREK.....	37
4.3. A KIÉRTÉKELÉSHEZ FELHASZNÁLT SZOFTVEREK	41

V. EREDMÉNYEK.....	42
5.1 A DÉL-ALFÖLDI HASZNÁLT TERMÁLVIZEK ÉS HATÁSUK KOMPLEX JELLEMZÉSE	42
5.1.1. A dél-alföldi használt termálvizek és csatornában folyó csurgalék hévizek kémiai jellemzői	43
5.1.2. A dél-alföldi használt hévizek hatása a környező talajvizekre	46
5.1.3. A dél-alföldi használt hévizek közvetlen és közvetett hatásai a talajra..	47
5.1.4. Részösszegzés.....	49
5.2 A HASZNÁLT TERMÁLVÍZ HATÁSA A TALAJVÍZRE	50
5.2.1. Tapasztalatok a cserkeszőlői mintaterületen	50
5.2.2. Tapasztalatok a tiszakécske-kerekdombi mintaterületen	54
5.2.3. Részösszegzés	58
5.3 A HASZNÁLT TERMÁLVÍZ HATÁSA A TALAJRA	59
5.3.1. A termálvíz szikkadás természetes és antropogén hatásainak jellemzése a WRB talajosztályozási rendszer minősítői alapján.....	59
5.3.1.1. A hévíz szikkadás kapcsán potenciálisan megjelenő természetes és antropogén diagnosztikai szintek elkülöníthetősége	61
5.3.1.2. A mintázott talajok WRB (2006) nemzetközi talajosztályozási és magyar genetikus talajosztályozási rendszerbe sorolásának eredményei.....	62
5.3.1.3. Részösszegzés	64
5.3.2. A hévíz szikkadás talajszikesítő hatásának bemutatása indikáló faktorokon keresztül (pH, összes sótartalom, Na _s %, SAR, szóda)	65
5.3.2.1. A Chernozem szikesedésének értékelése a csatornától való távolság szerint.....	65
5.3.2.2. A Phaeozem szikesedésének értékelése a csatornától való távolság szerint.....	68
5.3.2.3. Az Arenosol szikesedésének értékelése a csatornától való távolság szerint.....	69
5.3.2.4. A csatornamenti talajszelvények szikesedés-szempontú összehasonlítása	72
5.3.2.5. Részösszegzés	74
5.3.3. A mintaterület talajainak jellemző ionösszetétele (különös tekintettel a Na- és Mg- ionok túlsúlyából adódó talajdegradáló hatásra)	75
5.3.3.1. A Chernozem ionösszetételének változása a csatornától való távolság szerint.....	75
5.3.3.2. A Phaeozem ionösszetételének változása a csatornától való távolság szerint.....	76
5.3.3.3. Az Arenosol ionösszetételének változása a csatornától való távolság szerint.....	77
5.3.3.4. Részösszegzés	78

5.3.4. Talajdegradáció, a pufferképesség jellemzése a szikességet okozó Na^+ tekintetében	
különböző talajtípusokon	78
5.3.4.1. A Chernozem szelvény Na^+ -adszorpciós modellje	80
5.3.4.2. A Phaeozem szelvény Na^+ -adszorpciós modellje	81
5.3.4.3. Az Arenosol szelvény Na^+ -adszorpciós modellje	83
5.3.4.4. Részösszegzés	84
5.3.5. A csatornameder alatti vertikális Na^+ -transzport és a talajvíz Na^+ -terhelésének	
modellezése	85
5.3.5.1. A vizsgált scenáriók kritériumai	86
5.3.5.2. A cserkeszőlői csatornameder alatti Phaeozem szelvény telítetlen	
zónájának Na^+ -transzport modellje.....	87
5.3.5.3. A tiszakécske-kerekdombi csatornameder alatti Arenosol szelvény	
telítetlen zónájának Na^+ -transzport modellje.....	91
5.3.5.4. Részösszegzés	94
5.3.6. A csatorna közelében lejátszódó talajmódosító folyamatok jellemzése	
geostatistikai analízissel.....	95
5.3.6.1. A cserkeszőlőn mintázott talajok diagnosztikai paramétereinek	
korrelációs összefüggései	95
5.3.6.2. A szikkadás által okozott talajtani háttérfolyamatok elkülönítése	
főkomponens analízissel	97
5.3.6.3. A hévíz szikkadás hatásainak kimutatása diszkriminancia analízissel ..	97
5.3.6.4. Részösszegzés	100
VI. KÖVETKEZTETÉS.....	101
VII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	113
VIII. FORRÁSIRODALOM	114
IX. SUMMARY.....	120
X. MELLÉKLETEK.....	130

I. Bevezetés

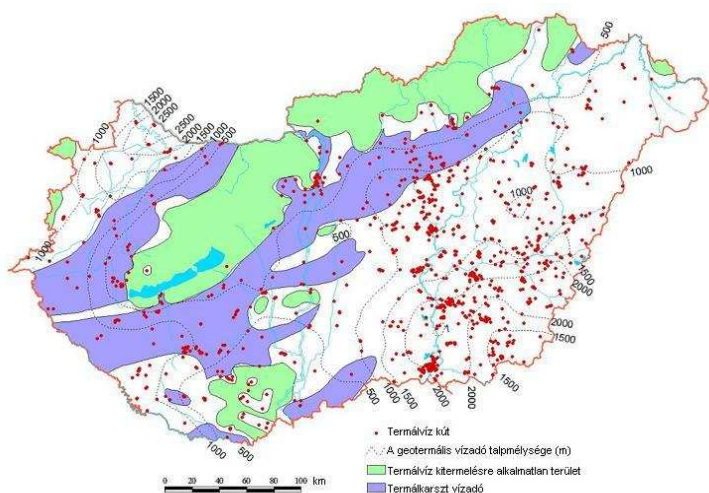
Napjainkban a növekvő energiaigények biztosítása és a környezetszennyezés csökkentése érdekében a „zöld energia” szerepe előretörően van. Az alternatív energiaforrások közé sorolható a napenergia, szélenergia, vízenergia, a tömegvonzás által keltett ár-apály jelenség energiája, a biomassa elégetéséből vagy feldolgozásából (bioetanol) származó energia és a Föld hőenergiája, azaz a geotermikus energia.

A fenti alternatív energiaforrások közül Magyarországon a geotermikus energia hasznosítható a legnagyobb költséghatékonysággal, s ennek segítségével csökkenthető legolcsóbban a káros légköri emisszió (1.1 táblázat). Számos előnye közt említhető, hogy fontos szerepe lehet az importenergiától való függés csökkentésében. A geotermikus energia azonban csak akkor lehet megújuló energiaforrás, ha a kivétel mértéke nem haladja meg az utánpótlódást. Ennek figyelembe vétele nélkül a víz hőmérsékletében, ásványi anyag tartalmában és mennyiségében bekövetkező csökkenéssel kell szembenézni, ami a felhasználás hatásfokát (hőtermelés) illetve minőségét (gyógyászat) rontani fogja.

1.1 táblázat: A megújuló energiaforrások hasznosítása a világon 1998-2001 (Árpási, 2002 alapján)

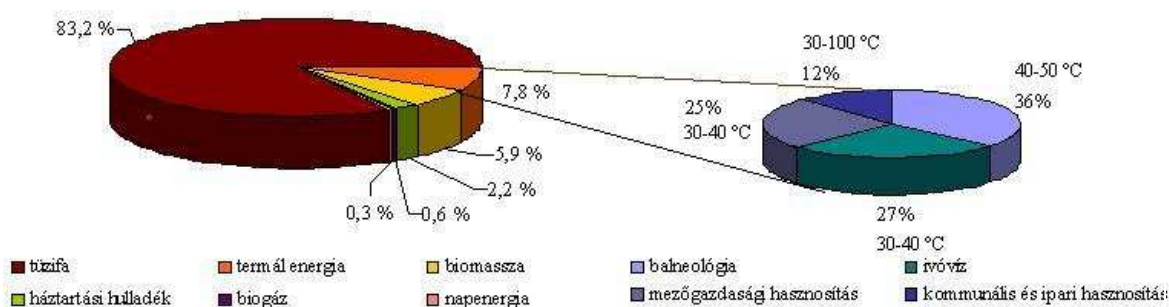
	közvetlen hő-hasznosítás fajlagos ára (USD¢/kWh)	1 t CO ₂ -emisszió csökkentéséhez szükséges költség (USD¢)	villamos áram termelés		működési teljesítmény		Időjárás-tól való függés
			%	TW/év	%	GW	
nap	3-20	810	2,3	1,5	4,7	0,9	van
szél	nincs	105	27, 2	18,0	52,1	10,0	van
ár-apály	nincs	95	0,9	0,6	1,5	0,3	van
biomassza	1-5	-	-	-	-	-	van
geotermikus	0,5-5	80	69,6	46,0	41,7	8,0	nincs

A geotermikus energia legfontosabb hordozó közege a termálvíz. Termálvíz vagy hévíz minden olyan természetes felszín alatti víz, amely a felszínre jutáskor 30 °C-nál magasabb hőmérsékletű (Török, 2000). Magyarország geotermikus adottságai révén kiemelten kedvező helyzetben van nem csak európai, de világviszonylatban is (Chermak V. és Rybach L. 1979). Az európai országok között Olaszországon (Acqui Terme, Bagni di Lucca, Larderello Sant’Angelo) és Franciaországon (Dax, Evian-les-Bains, Soultz-sous-Forêts, Vichy) kívül hazánknak vannak jelentős dinamikus készletei, a rájuk épülő termálvíz-kút hálózat az ország területének 70 %-át fedi le (1.1 ábra). Ennek oka, hogy a Kárpát-medence földkérgét alkotó jó hőtároló üledékes kőzetek elvékonyodtak, így a velük érintkező magma által közölt, földfelszín felé irányuló hő nagyobb, az ún. földi hőáram értéke a kontinentális átlag duplája (kb 100 mW/m²). Következésképpen Magyarország területére az európai átlagot kétszeresen meghaladó geotermikus grádiens értékek jellemzőek (5 °C/100 m). Az említett kedvező adottságok miatt hazánkban évente hatalmas volumenben (0,5 millió m³; MGSZ, 2002) termelnek ki hévizet különböző célokra (1.2 ábra). Vízgazdálkodási célként említhető a balneológiai felhasználás termál- és gyógy-fürdőkben, ivóvíz célú felhasználás, kommunális melegvíz ellátás és technológiai vízként történő alkalmazás. Energetikai célú hasznosítása által valósul meg az üvegházak és fóliasátrak fűtése téli időszakban mezőgazdasági területeken, továbbá használják terményszárításra, baromfikeltetésre is. A



1.1 ábra: Magyarország termálvíz kútjainak területi megoszlása (Forrás: Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium honlapja, 2007)

gosan kitermelhető méretű termálvíz rezervoárra van szükség, amely legalább 120 °C hőmérsékletű vizet-gőzt ad. Ez hazánkban 2500-3000 m mélységben, de csak korlátozott méretű tározókban érhető el. A hőhasznosítás azonban technikailag is megoldott, gazdaságos formája a termálvíz-energia felhasználásának. A Magyarországon fennálló kedvező geotermikus adottságok ellenére ez a potenciál csak kis mértékben kihasznált, a rendelkezésre álló 60 PJ/év hőmennyiségből csupán 3,6 PJ/év hőmennyiség hasznosul energetikai céllal (2006-os adat) (Mádlné, 2008). Távlati cél a technológia javításával, az energia-kinyerési hatásfok növelésével és a jogszabályok támogató megváltoztatásával a geotermikus energiafelhasználás 5 %-ra történő növelése hazánk összes energiafelhasználásában.



1.2 ábra: Magyarország megújuló energiaforrásai között a termálvíz felhasználás szektoronkénti megoszlása (Árpási, 2002; Szanyi, 2004 alapján)

Az egyre növekvő mennyiségben kitermelt hévíz hasznosítása után szennyvízzé válik, kezeléséről és elhelyezéséről gondoskodni kell. Az elhelyezés környezetkímélőbb módja a termálvíz kitermelési rétegbe való visszainjektálása. Ez azonban csak abban az esetben oldható meg, ha a hévíz zárt körös energetikai hasznosítás után, a külvilággal történő érintkezés nélkül kerül

visszavezetésre. Így a fokozott kitermelés hatására kialakuló rétegnyomás-csökkenés kiküszöbölhető, a lehűlt, de közel változatlan kémiai összetételű víz a rétegben újra felmelegszik, ismét kitermelhető, tehát a folyamat fenntartható. A hévíz nem fejt ki negatív hatást a felszíni környezeti elemekre sem. A módszer optimális, azonban igen költséges, hiszen a kitermelő kúton kívül legalább egy visszasajtoló kutat kell létesíteni és üzemeltetni. Ezen felül, ha többlépcsős, komplex hévízhasznosítás valósul meg, annak rendszerinti záró láncszeme a termálfürdő, amelynek használt hévize nem visszasajtolható. Ilyenkor gyakori kezelési mód a hűtőtavakba való bevezetés, majd szigeteletlen földcsatornákon keresztül felszíni élővizekbe történő elhelyezés, amely nem csak ezen befogadó vízfolyások, hanem a szikkadás által a talaj és talajvíz természetes tulajdonságainak nem kívánt módosulását is eredményezheti.

A magyarországi termálvizek kémiai jellemzőit tekintve kiemelendő a magas összes oldott sótartalom, az oldott vas-és mangán, valamint az ammónia tartalom, a metángáz, CO₂, szulfát tartalom, továbbá bizonyos helyeken a magas fenol tartalom (Trampus et al., 2009). Emellé társul még bizonyos mikroelemek (As, Cd, Hg, Pb) magas koncentrációban való megjelenése és a kedvezőtlen ionösszetétel (Na⁺-túlsúly) (Balog et al., 2011 a). A felszínre érkező hévízből a nyomás és hőmérséklet viszonyok megváltozása miatt sókiválás és bizonyos könnyen illó gázok (pl: fenol) eltávozása a jellemző. Ezek mennyisége a felhasználás, majd a használat utáni elhelyezés során is folyamatosan változik. A termálvízben oldott anyagok a természetbe kikerülve hatnak a velük érintkező környezeti elemekre. A talajban a termálvízből származó sók és Na⁺ hatására szikesedés indulhat meg. A rendszerint lúgos kémhatással bíró hévíz a talaj pH-t is növelheti. A mikroelemek határérték feletti koncentrációban dúsulhatnak a folyamatos utánpótlódás és a mobilizációt gátló lúgos kémhatás miatt. A terhelés befolyásolhatja a talaj pufferképességét és adszorpciós viszonyait. A talajokban nagy mennyiségben megjelenő és megkötődni kevésbé képes, vagy könnyen mobilizálható szennyezők a talajvízre is hatással lehetnek. A felszíni befogadó vízfolyás fizikai-kémiai-biológiai paraméterei szintén megváltoznak a befolyó csurgalék hévíz hatására. Ez ugyanis magasabb hőmérsékletű, mint környezete, így a befogadó felszíni víz hőmérsékletének emelkedését indukálja. Ennek hatására növekszik a hidrobiológiai és kémiai folyamatok sebessége, fokozódik a szervesanyag-termelés. A vízi növények burjánzásnak indulnak. A vízben való oxigén-oldhatóság csökken, így az ott élő organizmusok oxigén igényét nem képes kielégíteni, ami pusztulásukhoz vezet. Mindezen folyamatok eredményeképpen felborulhat a természetes biológiai egyensúly (Török, 2000).

Ellenpontként említhető, hogy pont emiatt a magasabb hőmérsékletű milió miatt, amit a termálvíz hűtőtavak jelentenek, több költöző madárfaj (Kis kócsag (*Egretta garzetta*), Nagy kócsag (*Egretta alba*), Jégmadár (*Alcedo atthis*), Csilpcsálp füzike (*Phylloscopus collybita*)) (Győri, szóbeli közlés) telel át hazánkban. A csatornában és a hűtőtavakban a halak télen sem vermelnek el, mert vizük nem fagy be. A hűtőtavak hasznosítása kapcsán megemlítendő a haltenyésztés, a szabadidős vizisí és jet-ski pályák kialakítása.

A fent említettek kapcsán látható, hogy Magyarországnak – kedvező adottságai miatt – nagy lehetőségei lennének a geotermikus energia-hasznosítás részarányának növelésében a „zöld energiaforrások” között, ám ezzel együtt jár a képződő csurgalék hévíz kezelési problé-

mája. Mivel a visszatáplálás nem minden esetben lehet megoldás (pl: fürdők), foglalkozni kell a szikkasztás hatásainak meghatározásával, a hatásterület lehatárolásával, a környezetre és a területhasználatra tett befolyásával.

A fentiek ismeretében kutatásom céljából tűztem ki:

- a kezeletlen használt termálvíz szigetelés nélküli földmedrű csatornáknál történő szikkadása következtében lejátszódó változások kutatását a talaj-talajvíz rendszerben;
 - ❖ eltérő hasznosítású alföldi termálvizekben jelenlevő jellemző szennyezők és hatásuk meghatározását (25 dél-alföldi termálvíz felhasználó létesítmény 2003 és 2008 között készült környezeti felülvizsgálati szakvéleményei és hatástanulmányai alapján);
- két kiválasztott, különböző hévízhasznosítási módot követő intézmény (termálkertészet/energetika, termálfürdő/balneoterápia) részletesebb vizsgálatát;
 - ❖ a használt hévíz szikesítő hatásának a pH, összes sótartalom és ható sótartalom, ionösszetétel, Mg %¹, Na %², SAR-érték³ és szóda egyenérték indikáló faktorokon keresztül történő értékelését;
 - ❖ a szikkadó termálvíz talajvízre kifejtett hatásainak azonosítását;
 - ❖ a mintaterületek 3 különböző talajtípusának WRB⁴ (2006) rendszerbe való besorolását és a bennük megfigyelhető termálvíz-hatás megjelenésének összevetését;
 - ❖ a használt hévíz szikkadása kapcsán a talajban potenciálisan fellépő szikesedés értékelését a fő részfolyamatokat jellemző indikáló faktorok alapján (lúgosodás: pH(H₂O), szóda tartalom; szoloncsákosodás: összes sótartalom, szóda- és mésztartalom; szolonyecsedés: Na_s %⁵, SAR-érték);
 - ❖ a termálvíz, talajvíz és talaj ionösszetételének vizsgálatát, különös tekintettel a Na⁺ és Mg²⁺-ok túlsúlyából adódó talajdegradáló hatásra;
 - ❖ laboratóriumi modellkísérlet útján a termálvizek által érintett különböző, csatornaközei talajok adszorpciós határkoncentrációinak meghatározását Na⁺-ra vonatkozólag;
 - ❖ a szerkesztett adszorpciós izotermák adataiból a csatornaközei talajok Na⁺-ra vonatkozó pufferkapacitásának megadását;
 - ❖ a szikkadó termálvízben nagy problémát jelentő Na⁺ csatornából kiinduló vertikális mozgásának prediktív modellezését a 3 fázisú talajzónában;
 - ❖ a csatornakörnyéki talajvizek várható Na⁺-terhelésének megadását;
 - ❖ a hatásfolyamatok geostatisztikai analízissel való azonosítását;
 - ❖ a hatások térbeli lehatárolását a csatornák mentén.

¹ Mg %: a Mg²⁺ Ca²⁺-hoz viszonyított arányát fejezi ki.

² Na %: A Na⁺ többi kicserélhető kationhoz viszonyított részarányát mutatja. A vizek szikesítő hatásának jellemzésére használt indexszám. Kiszámítása: $Na \% = \frac{c_{Na}}{(c_{Ca} + c_{Mg} + c_{Na} + c_K)} * 100$, ahol c_x az adott ion koncentrációja.

³ SAR-érték: Sodium Adsorption Ratio, a szikesedés jellemzésére külföldön használatos index. Kiszámítása: $SAR = \frac{c_{Na}}{\sqrt{(c_{Ca} + c_{Mg}) / 2}}$

⁴WRB: World Reference Base for Soil Resources, nemzetközi diagnosztikus talajosztályozási rendszer

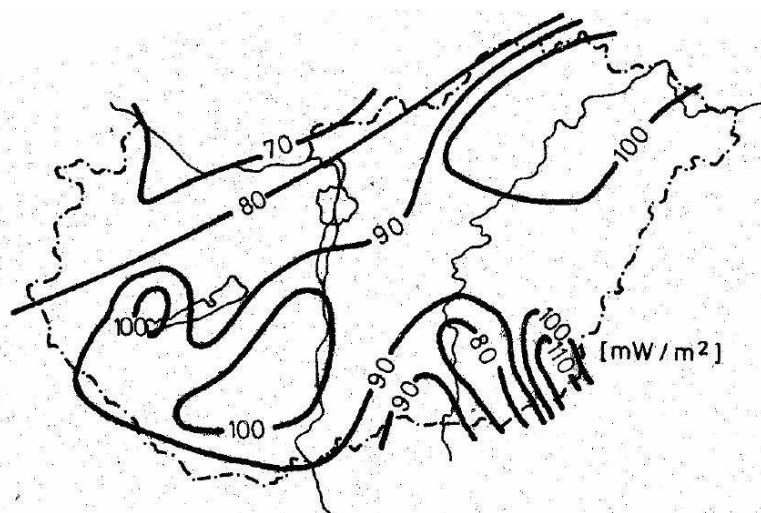
⁵ Na_s %: A Na⁺ - mint kicserélhető bázis - mennyisége az S-érték %-ában. A talajok szikesedésének mértékét jellemzi. Kiszámítása: $Na_s \% = \frac{c_{Na}}{(mgeé/100\text{ g})/S-érték(mgeé/100\text{ g})} * 100$. Az S-érték pedig a kicserélhető bázisok összes mennyiségét jelenti.

II. Irodalmi előzmények

2.1. Magyarország geotermikus adottságai

A Kárpát-medence, így Magyarország geotermikus adottságai igen kedvezőek. A Föld magjában folyó radioaktív bomlás következtében folyamatosan termelődő, s az asztenoszféra felől a litoszféra felé konvekció útján szállítódó belső hőenergiát a medencét kitöltő porózus összlet tárolja. A pórusrendszerben és repedésekben elhelyezkedő víz és gőz - átvéve a kőzet termikus adottságait - az energiát a felszínre juttatja a kitermelés által, melyet mi geotermikus energiának nevezünk. Az alföldi területek jellegzetes, kedvező adottságai annak köszönhetők, hogy az asztenoszféra feláramlási zónája miatt a litoszféra erősen elvékonyodott. Az asztenoszféra anyaga így közelebb nyomul a földfelszínhez, és nagyobb mértékű geotermikus energiaátadásra képes. Ez a jelenség pozitív hőanomáliát okoz. Mindez a geotermikus grádiens európai átlagot kétszeresen meghaladó értékében is megmutatkozik.

A „földi hőáram” értékek a földfelszín felé irányuló hő mennyiségét jellemzik egységnyi területre vonatkoztatva. Ezen értékek térbeli különbségeiből is látszik (2.1. ábra), hogy ez a kedvező adottság nem egységes az ország egész területén. Az Alföldön a legmagasabb a földi hőáram ér-



2.1. ábra: Magyarország földi hőáram térképe
(Forrás: Völgyesi, 2002)

ték, azon belül is az északi és keleti részen 90-100, a déli és délnyugati részen 70-90 mW/m² értékkel jellemezhető (Dövényi et al., 1983., Török, 2000). Ez a medence változatos kőzettani felépítésével és az üledéksorok eltérő hővezető tulajdonságaival magyarázható. A mélységből származó hőfluxust az agyag- és márgarétegek jól, a homokrétegek kevésbé jól képesek vezetni.

Hazai viszonylatban a geotermikus energia hordozói közül megfelelő hatásfokkal a termásvíz hasznosítására nyílik lehetőség. Magyarországon két nagy hévíztároló rendszert különböztetünk meg:

- Az egyik az egész Alföldre kiterjedő rétegzett, több szintes felső pannon homokkő és homokosorozat, akár 30 %-ot is elérő pórustérfogattal (Kontra et al., 1995) és jó vízáteresztő képességgel, ami a kiváló vízhozamot és a rétegek vízkészletének viszonylag gyors utánpótlását segíti elő. A kitermelt víz kifolyási hőmérséklete 100 °C-ig terjed, oldott só tartalma legfeljebb 2-4 g/l, kémiai jellegét tekintve nátrium-hidrokarbonátos.
- A másik rendszert a triász kori repedezett, hasadékos, részben karsztosodott mészkő és dolomit képviseli. Porozitása területenként változó, főként másodlagosan kialakult repedéshálózatához köthető. Ezek a telepek negatív nyugalmi szintűek, hévizük kisebb sókoncentrációt (0,8-1 g/l) és kevés oldott gázt tartalmaz. Vízáradó képessége igen jó, a víz-hőmérséklet elérheti a 100 °C-ot (Kontra et al., 1995).

A termálvíz folyadék-domináns vagy kétfázisú (víz és gőz együtt) rendszerekből nyerhető. Ezek hazánkban általában az alacsony hőmérsékletű, tehát $T < 150$ °C kategóriába tartoznak (Lenkey & Mádlné Szőnyi, 2009). Kitermelésük legfőképp az Alföldön, azon belül is a Dél-Alföldön fokozott. Ez nem a magas hőáram értékeknek tulajdonítható - hiszen az országos szinten ebben a térségben közepesnek minősül - sokkal inkább a régiót kitöltő homokos összletek jó vízáradó és gyorsan utánpótlódó tulajdonságának. Az aktív hévízkutak tehát ebben a térségben koncentrálódnak, vizük mélyfúrással nyerhető ki. Kezdetben szabad kifolyású kutakkal dolgoztak, mivel ezek nyugalmi vízszintje több 10 m-rel a felszín felett volt. A vízoszlop magasságát növelte a víz magas hőmérséklete, kisebb sűrűsége és a vízben oldott, buborék formában kiváló gázok (CH₄-gázok, CO₂ és N₂) mennyisége (KvVM honlap). Mára azonban a fokozott kitermelés okozta regionális rétegnyomás-csökkenés (0,1-0,2 bar/év) miatt ez a szint a felszín alá csökkent, ami a kutak szivattyús üzemeltetését tette szükségessé (Török, 2000). A legjobb hévízadók az Alsó-Tisza vidék nagyfokú porozitással rendelkező üledékei (felsőpannon homokrétegek), ahonnan akár 99 °C-os felszíni hőmérséklettel rendelkező hévíz is nagy mennyiségben nyerhető ki (fajlagosan kitermelhető készlet: 100-200 m³/d/km², Török, 2000).

2.2. Az Alföld felszín alatti vizeinek kémiai jellemzői

A porózus tárolóközvetbe zárt víz nem csak annak termikus, de kémiai tulajdonságait is átveszi. A kőzetekből kioldott anyagok a felszín alatti vízbe, termálvízbe kerülnek. Így ezek kémiai összetételéből következtetni lehet a tárolóréteg minőségi jegyeire (Cserny, 2008). Például a mészkő tárolórétegből származó vizek bikarbonátban gazdagok, kloridban szegények, míg a tengeri klasztikus üledékekből származók magas klorid, bór és szén-dioxid tartalmúak.

A felszín alatti vizek kialakulásában két fő forrás vesz részt:

- vadózus víz: a légköri víz vagy csapadékvíz, amely az üledékképződéssel egyidejűleg eltemetődik, vagy jelenlegi viszonyok között a repedéshálózaton/permeábilis rétegeken keresztül leszivárog;
- juvenilis víz: a metamorfózis során keletkező víz és a magmás eredetű víz (Letterné, 1998).

A hazai geotermális vizek alapvetően a légköri vízből származnak, oldott anyag tartalmukat pedig a kőzet-víz reakció által nyerik. A felszín alatti vizek oldódás által segített kémiai evolúcióján túl számolni kell a különböző kémiai típusú vizek keveredésének, az ioncsere és adszorpció folyamatoknak, a szerves anyag bomlásából származó anyagoknak, a nyomás, hőmérséklet és pH-viszonyoknak a hatásával is (Varsányi, 1994). A vizek összetétele szempontjából igen fontos folyamat a szerves anyag bomlása, melyből szén-dioxid ered, és a fehérjék bomlása, melyből ammóniumion származik (Vető et al., 2004). A másodlagos ásványok (agyagásványok) képződése során kationokban (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) és kovalensban gazdagodik a víztest. Ezen reakciók protonfogyasztók, a folyadék pH-jára pufferoló hatással vannak. Az elsődleges ásvány bomlásakor képződő Al³⁺ a fenti kationokkal helyet cserélve beköt az ioncsere helyekre, így a szilárd fázisban marad, ezzel párhuzamosan növeli a vízben a Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ és K⁺ koncentrációját, ami a pH emelkedésével jár együtt.

A dél-alföldi felszín alatti vizek kémiai evolúcióját és mozgását Varsányi (1989, 1994) tanulmányozta. Vizsgálatai bizonyították, hogy ezen vizek kémiai összetételét a kalcit és dolomit oldódása valamint az albit mállása alakította. A szerves anyag oxidatív átalakulása adott széndioxid nyomást tart fenn, ami a fentiek oldódását meghatározza. Ezen felül a képződött széndioxid mennyisége szabályozza az albit mállásából beoldódó Na^+ koncentrációját. A Na^+ koncentráció és az összes keménység térbeli változásai alapján ioncsere folyamatok lejátszódását állapította meg, melyek jelezték a felszín alatti vizek mozgásának irányát. A rétegvizek mozgása során bekövetkező kémiai változásokat geokémiai modellekkel vizsgálta egy kiválasztott alföldi szelvény mentén (Szank-Hódmezővásárhely) (Varsányi, 1991). Az itt tapasztalható vízmozgás során legjelentősebb kémiai változást az ioncsere jelent, ami azonban nem észlelhető a teljes vizsgált szelvény mentén. Ahol nem jellemző ez a folyamat (a betáplálási terület környezetében), ott az üledék agyagásványainak kicserélhető Na^+ -tartalma a geológiai idők során Ca^{2+} -ra és Mg^{2+} -ra cserélődött le. A víz mozgása mentén ez a zóna egyre kiterjedtebbé vált. Ezáltal megszűnt az ioncsere további vízminőséget meghatározó szerepe. A vízmozgási rendszerben az egy és két vegyértékű ionok koncentrációja sokkal egységesebbé vált.

Összefoglalva, az alföldi törmelékes víztárolókból kitermelésre kerülő hévizek alkáli-hidrogén-karbonátos jelleggel bírnak (50-2000 m-ig a felsőbb rétegekben Ca-Mg-HCO_3 -os, alatta a



2.1. kép: Vízkőkiválás egy termálkút csövének belső falán (Szentés, 2006)

a felső pannon rétegekben Na-HCO_3 -os), a mélyebben fekvő alsó pannon rétegekből kinyertek pedig nátrium-kloridosak (Török, 2000)). Oldott sótartalmuk átlagosan 1-3 g/l. Emellett nagy Na^+ -tartalom jellemzi őket. Utóbbiak nemcsak használat utáni elhelyezésüket nehezíti meg, hanem a felfelé mozgó víz folyamatos oldóképesség-csökkenésének következtében történő vízkőkiválás miatt (2.1. kép) üzemeltetési problémákhoz is vezet (Pálfai és Török, 1990).

2.3. A hévizek hasznosítása

A hévíz hasznosítását meghatározza hőmérséklete és kémiai összetétele. Speciális kémiai összetételű vizek az ásványvizek és a gyógyvizek. Ásványvíz alatt a legalább 1 g/l összes ásványianyag-tartalommal, vagy 0,5-1,0 g/l ásványianyag-tartalom mellett valamely biológiailag aktív anyag megadott határérték feletti koncentrációjával rendelkező vizeket értjük (74/1999. (XII. 25.) EüM rendelet). Ezen ásványvízkinccs legnagyobb mennyiségben palackozásra kerül, kisebb mennyiségben ivóutakban vagy közüzemi vízművekben hasznosítják. Gyógyvíznek azokat az ásványvizeket nyilvánítják, amelyeknek - különleges vegyi összetételüknel fogva (vízben oldott sók, biológiailag aktív és radioaktív anyagok, szénsav, stb.) - belső (ivókúra) vagy külső használat (fürdőzés) esetén gyógyító hatása igazolást nyer. A kémiai összetevők arányától függően határozható meg a vizek különböző betegségek kezelésé-

ben betöltött szerepe. Mivel magasabb hőmérséklet esetén a víz több oldott anyagot tartalmaz, mind az ásványvizek, mind a gyógyvizek többsége termálvíz (Liebe, 2001).

A felszíni hőmérséklet alapján is elkülöníthető a hévizek hasznosítása. 30-40 °C-os hőmérséklet-tartomány esetén a termál- és gyógyfürdők hasznosítják balneológiai és terápiás célokra, uszodafűtésre valamint közüzemi vízművek hasznosítják az ivóvízellátásban. Ugyanezen hőfok esetén a kitermelt hévizet a mezőgazdaságban baromfikeltetésre, hal- és algatenyésztésre; az iparban kenderáztatásra, szén-hidrogén kinyerésre alkalmazzák. A 40-60 °C-os hévizet közvetlen használati melegvíz biztosításában használják. Energetikai célú felhasználása fogja át a legnagyobb hőmérséklettartományt. A mezőgazdasági (állattenyésztés, hal- és terményszárítás, fóliasátrak és üvegházak fűtése), ipari (üzemcsarnokok fűtése, hó- és jégolvasztás, hűtőházak, légkondicionálás) és a kommunális távfűtés terén az 50-100 °C hőmérsékletű termálvizet preferálják (Kontra et al., 1995).

Egyre többhelyütt (Hódmezővásárhely, Szentés, Szolnok) fordul elő a termálvíz hasznosítási formáinak kombinációja, a komplex felhasználás, mely során a termálvíz energetikai hasznosítása után magát a vizet is felhasználják. A magas hőmérsékletű vizet először légtérűtésben, majd használati melegvíz előállításban, padlófűtésben vagy talajfűtésben, végül fürdőkben alkalmazzák. Jelenleg ezt a többcélú hasznosítást tartják a legkívánatosabbnak, mert a legteljesebb mértékben biztosítja a kitermelt hévíz felhasználását (Török, 2000).

2.4. A termálvizek használat utáni kezelési lehetőségei

Magyarországon a termálvíz hasznosítása tehát igen sokrétű. A felhasználási formák közül két részfelhasználási területet mutatok be, ami munkám szempontjából kiemelt fontossággal bír. Az egyik a balneoterápiás, azaz termálfürdők és gyógyfürdők általi felhasználás, ami ma-napság az ország idegenforgalmát fellendítendő igen elterjedt. Az innen származó használt hévíz nem visszasajtolható, hiszen a fürdőzés során szennyeződik. A csurgalékvíz folyamatosan képződik, mert a fürdők egész évben üzemelnek. Kezelésének legelterjedtebb módja a földmed-rű csatornákon és hűtőtavakon keresztül történő **felszíni élővízbe vezetés**, ami kapcsán a szikkadás folyamatát kell kiemelni.

Másik fontos felhasználási terület az energetika, ezen belül is a fűtés. Mintaterületeimen - ahogy ez az egész Dél-Alföldön is megfigyelhető – a kedvező talajadottságok miatt elterjedt az üvegház növénytermesztés. Annak biztosítása érdekében, hogy egész évben folyamatos legyen a termelés, a téli időszakban fűtésre termálvizet alkalmaznak a kertészetek. Mivel a hévíznek csak termikus adottságait hasznosítják, kémiai tulajdonságai kevésbé, vagy egyáltalán nem változnak, **visszasajtolása** lehetséges, sőt kívánatos. Az itt keletkező csurgalékvíz képződése időszakos, mivel nyáron a felhasználás korlátozott (mert ilyenkor a termálfürdők felhasználása kerül előtérbe.)

2.4.1. Felszíni élővízbe vezetés

Magyarországon a használt hévíz kezelésének elterjedt módja a szigetelés nélküli földcsa-tornákba és hűtőtavakba való bevezetés (2.2. kép) a víz lehűtése céljából, aminek nem kívánt, de elkerülhetetlen velejárója a szikkadás. Ekkor a csurgalékvíz folyamatosan beszívárog a talajba és ezzel egyidőben párolog is. A koncentrációs viszonyok megváltozása mellett a használt hévíz

összetétele is változik a csatorna folyásának mentén. A vízben esetlegesen jelen levő szennyezők tehát bejuthatnak a talaj-talajvíz rendszerbe, s ott kedvezőtlen változásokat indukálhatnak (szikesedés, a talaj lúgosodása, szerves szennyezők, nitrát és nehézfém terhelés).

A talajra gyakorolt hatás kiküszöbölhető lenne a csatornák szigetelésével. Erre vonatkozólag végzett kísérleteket Kahlown és Kemper (2004) különböző anyagú és vastagságú szigeteléseket alkalmazva, vizsgálva a beruházás gazdaságosságát.



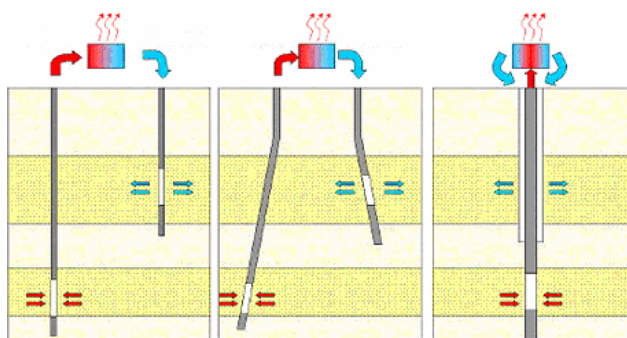
2.2. kép: Földmedrű csatorna
Cserkeszőlő határában

Ezzel a módszerrel ugyan a talajra gyakorolt hatás megelőzhető lenne, de a befogadó felszíni víznek kellene a teljes terhelést viselnie, ami kedvezőtlen hatások kialakulását okozná (eurtofizáció, halpusztulás). A szerves szennyezőktől aktív szén kezeléssel lehetne megszabadulni, amit Simonic és Ozim (1998) kísérletekkel igazolt. Ózonos kezeléssel a fenol és humusz alkotórészek degradálhatók (László, 2007). A további káros ionok eltávolítása ioncserélő gyantákkal (Xu, 2005, Pohl, 2006, Tokmachev et al., 2008) valamint nanoszűrővel (László, 2007) történhet. A sótartalom csökkentése hígítással, kicapatással (meszes; mészsódás), vákuum bepárlással (Takács és Nagy, 2009), membrán folyamatokkal (fordított ozmózis (Greenlee et al., 2009), fordított

elektrodialízis, nanoszűrés, membrán desztilláció), fagyasztással, geotermikus sótalanítással és desztillációs eljárások (többlépcsős gyors lepárlás, mechanikus gőz kompresszió, többszörös hatékonyságú párologtatás (Al-Sahali & Ettouney, 2007)) segítségével érhető el, amelyek azonban a befektetendő energiaköltség miatt meglehetősen drágák. Néhány helyen (pl.: Sárvár) lepárlással állítanak elő gyógyvizet, termálkristályt. A legtöbb esetben azonban a víz minden előzetes tisztítás nélkül érkezik a csatornába vagy hűtőtóba. Török (2000) rámutat, hogy a hévízhasznosító rendszerekből kikerülő csurgalékvizek magas hőmérsékletük miatt a szerves anyagok képződésének elősegítése által a vízi növények elburjánzását, a csatornák gyorsabb feliszapolódását segítik elő. A hidrobiológiai folyamatok sebességének növekedése miatt a biológiai egyensúly veszélyes eltolódása következhet be. Romlik az oxigén vízben való oldhatósága. A vízi élőlények tömegesen elpusztulhatnak az oxigénhiány miatt. A magas ammóniumion tartalom halpusztulást idézhet elő. A magas fenol tartalom pedig a halhús kellemetlen ízét okozza. A nagy sótartalom a fent említettek mellett további kedvezőtlen hatást fejt ki a vízben élő szervezetekre, ezért ezen paraméterek szabályozására feltétlenül szükség van pl. halastavakba történő bevezetés esetén. A magas sótartalom és Na^+ -tartalom öntözéses hasznosítás esetén okozza a legsúlyosabb problémákat. A nagy sótartalom felhalmozódási folyamatokat indít el a talaj különböző szintjeiben. A magas Na^+ -tartalom pedig káros adszorpciós és ioncsere folyamatokat indukál, amelyek a talajban a Ca^{2+} -t Na^+ -ra cserélik, s megkötik, mely folyamat visszafordíthatatlanul a talaj szikesedéséhez vezet. A lehűlt hévizek kémiai paraméterei az öntözővíz normának nem felelnek meg, ezért közvetlenül öntözésre nem alkalmazhatók.

2.4.2. Visszasajtolás

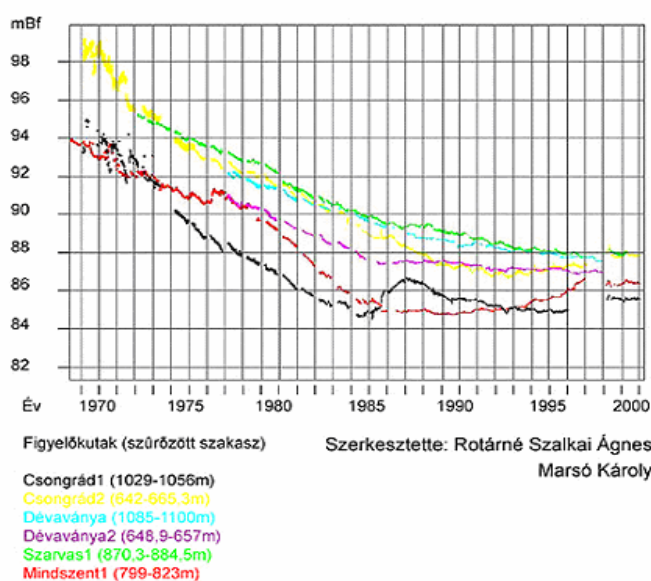
A hévízkitermelés akkor lenne fenntartható és megújuló, ha kizárólag a dinamikus készleteket használnánk, tehát azon tárolók vizét, ahol a rétegenergia folyamatosan utánpótlódik (víz- és hőtánpótlódás).



2.2. ábra: A hévíz visszasajtoló kutak típusai
(Forrás: Liebe, 2003)

Ez a helyzet azonban sajnos nem áll, és nem is állhat fenn az ellentétes gazdasági érdekek miatt. Az energetikailag hasznosított hévíz visszasajtolása a tárolórétegbe (2.2. ábra) tehát kiemelt szerepet nyert. Sok szempontból előnyös (vízkészletgazdálkodás, környezetvédelem), például lassítható vele a fokozott termálvíz kitermelés és lassú természetes utánpótlódás együttes hatására kialakuló rétegnyomás csökkenés (2.3. ábra). Kiküszöbölhető a talaj és felszíni élővízi környezet mindennemű szennyezése, továbbá biztosítja a víztároló megfelelő hővisszanyerését, növeli az energia kinyerés gazdaságosságát. Mindemellett a felhasználó mentesül a szennyvízbírság és a vízkészlet járulék fizetése alól. A geotermikus energia fenntartható, környezetbarát kiaknázásához tehát szükséges a visszasajtolás alkalmazása. Nagy hátránya, hogy rendkívül költséges mind a beruházás, mind pedig az üzemeltetés. (Egy 60 m³/h teljesítménnyel működő, 2000 m talpmélységgel, 80 °C-os felszíni hőmérséklettel rendelkező kút teljes technológiájának kiépítése, 40 °C-os hőkinyeréssel számolva 212 268 000 HUF, a visszatápláló kúté ezen felül 117 348 000 HUF, az üzemeltetési költség pedig egyenként 17 510 700 HUF-ba kerül évente 1997-es KvVM adatok szerint. A költségek 2001-re mintegy 50 %-kal növekedtek.) Továbbá az Alföldön a törmelékes vízadókba történő visszanyomás műszaki szempontból is

nehezebben megoldható feladat, mint ugyanez repedezett, karsztos tároló kőzetek esetében. Az alacsony entalpiájú geotermális fluidumok homokkőbe való visszanyomása a geotermikus energiafelhasználást akadályozó szakmai problémát jelent. Emellett a visszajuttatott víz kedvezőtlenül befolyásolhatja a réteg áramlási viszonyait, a közetfizikai paramétereket valamint megnövelheti a terület szeizmicitását (Buday és Kozák, 2008). A legnagyobb technikai problémát a kutak gyors eltömődése jelenti, ami a szemcsével való telítődésnek, gázeltömődésnek tulajdonítható.



2.3. ábra: Dél-alföldi kutak rétegnyomásának csökkenése 1970-2000 között (Forrás: Liebe, 2003)

2.5. A felszíni elvezetés kapcsán fellépő szikkadás kockázatai

A használt hévíz szigeteletlen földcsatornás elvezetése és tavakban jogszabály által meghatározott hőmérsékletre (30 °C) történő lehűtése elkerülhetetlenül maga után vonja ezen csurgalék vizek beszivárgását a talajba. Talajtani szempontból a fő kiemelő probléma a csatorna környezetében a talajdegradáció jelenti, tehát azon folyamatok összessége, amelyek a természetes talajfunkciók érvényesülése ellen hatnak (pl.: szikesedés a mélyebb talajrétegekben, szélsőséges mechanikai összetétel, erózió, talajszennyezés, a vízháztartás szélsőségesseé válása, stb.). Ezek megnyilvánulása függ a környezetből a talajt érő hatásoktól és a talaj ezekkel szemben mutatott tűrőképességétől, terhelhetőségétől (Stefanovits, 2005). A csatorna környékén a környezetből érkező hatás a szikkadó termálvíz kémiai összetételétől és fizikai tulajdonságaitól függ. Ez alapján a szikesedés a várható degradációs folyamat, melynek három meghatározó részfolyamatát mutatom be, a sófelhalmozódást, alkalizációt és az agronómiai szempontból releváns talajlúgosodást. Ezeket először a természetes szikesek kialakulása szempontjából, majd a másodlagos, antropogén és potenciális szikesedés vonatkozásában tekintem át. A talajtani szempontok mellett a mezőgazdasági szemléletű megközelítés is nélkülözhetetlen, hiszen a csatornák környékén - sokhelyütt szinte közvetlenül a csatornaparton - mezőgazdasági művelés folyik. A másodlagos folyamatok megjelenését tehát a növényekre gyakorolt hatás tekintetében is elemzem.

A talaj környezeti hatásokkal szemben mutatott tűrőképessége a pufferhatás alapján állapítható meg. A pufferhatásnak - mint a talaj egy funkciójának - csökkenése szintén a talajdegradáció folyamatai közé sorolható, melynek következményeként termés csökkenés várható (Várallyay, 1989).

2.5.1. Sófelhalmozódás (szoloncsákosodás)

A szikesedés-sófelhalmozódás problémakörében számos egymást alátámasztó, egymásra épülő, egymás mellett is igaz és egymásnak ellentmondó elmélet látott napvilágot. A fő kutatási irányvonal a szikesek kialakulásában szerepet játszó tényezők viselkedésének felderítése volt.

A talajvíz kiemelt szerepét hangsúlyozta Kovács (1960), aki szerint a szikesedést a beszivárgás miatt a felszínközeli kimosódott sók okozzák, melyeket a talajvíz szállít a felszín közelébe. A mélyebb talajvízű területeken a kilúgozódással az oldható sók lejutnak a talajvízig. Az áramló talajvíz a sókat a mélyebb térszínű területek felé szállítja, ahol a párolgás miatt felhalmozódnak. Arany (1956), Szabolcs (1961), Herke (1962) és Várallyay (1967, 1968) egyetértett abban, hogy a kárpát-medencei szikesek létrejöttében a felszínközeli, vagy időszakosan oda kerülő talajvizek megkülönböztetett jelentőséggel bírnak. Mados (1943) megállapította az Alföldön jellemző csapadékvíz hatására bekövetkező beázási mélységet, miszerint az évenként ismétlődő egyszeri beázás csapadékmennyiségtől függően 130-150 cm mélységig terjed. Maximális határát 200 cm-ben állapította meg. A mállás során képződő vízdoldható sók, főleg a Na-sók kilúgozódása tehát eddig a mélységig történhet. A Na-só azért kiemelő a többi kilúgozódó só között, mert a növényeknek erre nincs szüksége, így a gyökérzónába történő visszaszívás nem csökkenti a leszivárgó Na-só mennyiségét. A Na-sók akkor jelennének meg a felsőbb talajrétegben, ha az időszakosan emelkedő talajvíz megbontaná az éghajlatnak megfelelő

sóegyensúlyt a talajban. Ilyen esetben a talajvíz sótartalma, idegen származású só (pl.: öntözés vagy szikkasztás hatására talajvízbe kerülő sótartalom) is növelheti a feltalaj sótartalmát. A szerző rámutat a talajvíz színtingadozásának jelentőségére a talajképződésben. Szerinte természetes körülmények között nincs lehetőség a Na-sók feltalajba jutására emelkedő talajvíz szint vagy kapilláris vízemelés hatására. A 120 cm-nél mélyebb rétegben azonban a tökéletlen kilúgzás miatt alkalom nyílik sóakkumulációra. Rámutat, hogy a beszivárgási és kapilláris vízemelés által érintett talajmélységek átfednek, s ezt a szikesedés fontos tényezőjének tartja. A sófelhalmozódás kifejlődését a talajban a nedves és száraz időszakok egymás utáni sorozatának hatásával magyarázza. Szárazabb esztendőkből a csapadékvíz általi beázásnak és a kapillárisvíznek az érintkezési zónája 150 cm körüli mélységben mutatkozik. Ebben a talajrétegben találhatók a feltalaj felől a csapadék hatására kilúgozott és a talajvízből kapilláris vízemelés által szállított sók. Ilyenkor a talajszelvény a gyökérmélységig (akár 1,5 m-ig) kiszárad a növényzet és a párolgás vízelvonó hatása következtében. A kapilláris zóna alatt a talajvízben a vízmozgás felfelé irányul. Nedvesebb években a talajvíz szintjének megemelkedésével a legfelső talajréteg is kapillárisrá válik, a felfelé irányuló vízmozgás lesz a meghatározó a teljes szelvényben. A már korábban lemosott sók a talajvíz sótartalmával együtt a feltalajba jutnak. A párolgás pedig segíti a felszín közelébe szállított sók koncentrációját. Nedves évjáratokban tehát a felszín közelében megjelenő vízben oldott Na-sók hatására megindul a szikesedés. A talajkolloidok adszorpciós felületére Na^+ kötődik, lecserélve a Ca^{2+} -ot, ami sót képezve helyben marad, és ellensúlyozza, pufferozza a szikesedési folyamat előrehaladását. A nedves és száraz időszakok váltakozása a talaj felszínközeli rétegének tökéletes átmosásához vezethet, így itt az adszorbeált Na^+ felszaporodhat, a vele egyenértékű lecserélt Ca^{2+} viszont a mélyebb rétegekig kilúgozódik. A nedves és száraz időszakok periodikus változásával a fenti folyamatok is körforgásszerűen ismétlődnek a szikesedés maradéktalan magyarázatát adva. A fent említett folyamatok a szikesedés spirálját hozzák létre, hiszen a váltakozó csapadékhozamú időszakok éves vagy többéves körforgásszerű ismétlődésén túl a szikesedés egyre fokozódó mértékű lesz. Arany (1958) rámutat, hogy a talajszelvényben a kilúgzási és a kapilláris sóemelkedési folyamatok találkozásánál dúsulnak a sók. Scherf (1935) és Mados (1943) szerint magyar viszonylatban a szikes talajok kialakulásának szükséges és elégséges feltétele a sós talajvíz és a száraz klíma. Scherf (1935) ezen felül a talajvíz lúgos és nagy Na^+ -tartalmú tulajdonságát is hangsúlyozza. A felszín alatti völgyekből ez a talajoldat nem képes elfolyni, csak kapillárisan felemelkedni. Ekkor a talajoldat víztartalma elpárolog, a só azonban visszamarad. A talajvíz kémiai sajátosságain túl terep alatti mélysége is fontos tényező a talajszikesedésben. A Rónai (1961) által készített talajvíz térkép alapján kitűnik, hogy a szikes területeken a talajvíz mélysége átlagosan ≤ 2 m, tehát kisebb, mint a „kritikus talajvízszint”⁶ (Szabolcs et al., 1969). A kritikus talajvízszint és a talajvíz sótartalma közötti összefüggést Kovda (1973) dolgozta ki. Minél nagyobb ugyanis a talaj sótartalma és Na %-a, és minél kedvezőtlenebbek a talaj fizikai tulajdonságai, annál mélyebben kell állnia a talajvíztükörnek ahhoz, hogy az adott szelvényben ne alakuljon ki sófelhalmozódás.

⁶ „Kritikus talajvízszint”: a talajvízszint azon terep alatti mélysége, amely esetén a talaj felszíne és a talajvízszint közötti talajszelvény sómérlege egyensúlyban van. Ennél mélyebb talajvízszint esetén a sómérleg negatív (kilúgozódás), magasabb talajvízszint esetén a sómérleg pozitív (sófelhalmozódás).

Erdélyi (1979) komplex elmélete szerint az Alföld peremén és homokos magaslatain beszivárgó csapadékvíz az alacsonyabb területek áramlási régióit táplálja. Az alföldi medencék vízátnemeresztő talajain halmozódik fel az árvíz által szállított vagy csapadékvíz által kimosott oldott anyag és só, ami a nyári kiszáradás miatt egyre csak növeli a talaj sótartalmát. Ezen felül, a felfelé áramló mélységi vizek sótartalma is hozzátesz a talaj többlet sótartalmához. Megfogalmazódik tehát a sófelhalmozódás és a talajszelvény texturális rétegződése közti összefüggés. Treitz (1908), 'Sigmond (1923), Arany és Babarczy (1937) már korábban szintén arra a következtetésre jutottak, hogy a sófelhalmozódás folyamatához hozzájárul egy vízzáró réteg, mely korlátozza a kilúgzást és segíti a pangó víz bepárlódását. 'Sigmond (1923) emellett a száraz éghajlat és az időszakos vízborítás szerepét emelte ki. A szikesek különböző típusainak kifejlődésében is ez az eltérő rétegződés játszhat szerepet. Scherf (1935) és Mados (1943) a szoloncsák és a szolonyec formálódása közötti különbséget éppen ebben az eltérő földtani rétegződésben látta, nem pedig az addig hangsúlyozott kilúgozás szerepében. Feltevésüket azzal indokolták, hogy egy pleisztocén üledékkel eltemetett völgyben a talaj szoloncsák lesz, mert a talajvíz elég közel van a felszínhez, hogy a sók felfelé vándorolva "kivirágozzanak". Ezzel ellentétben, ha a felszín eredetileg is savanyú és rossz vízáteresztésű holocén iszap, akkor szolonyec képződik, ugyanis a felemelkedő sók miatt ez részben neutralizálódik, és Na-agyag kialakulása is várható. Székyné és Szepesi (1959) is hasonló véleményen voltak, a szikesek képződésében szerintük sem játszottak szerepet a kilúgzási folyamatok, amit egy hortobágyi szolonyec talajon végzett ásványi összetétel vizsgálattal igazoltak. A szikesedés okát a felszín alatt nem túl mélyen megjelenő mésztartalmú pleisztocén rétegek jelenlétében, a sós talajvíz összegyülekezését elősegítő felső pleisztocén agyagnak a meszes réteg alatt történő teknőszerű megjelenésében, a löszben lévő nagy diszperzitásfokú mész oldódása általi magas pH miatti szilikátbomlásban látták, mely hatására az A-szintben amorf anyagok jelennek meg, amik a talaj kedvezőtlen tulajdonságait okozzák. Az amorf SiO_2 egy részét nyáron a kapilláris emelés a felszínre juttatja. Szerintük a hasonló módon talajba kerülő sók nagyrészt adszorbeált állapotban vannak. A szikesedés végső stádiumaként mutatják be azt az állapotot, amikor a kolloidfrakcióból az agyagásványok eltűnnek és a szerepüket az amorf alkotórészek veszik át.

Máté (1955) Karcag környéki megfigyelései szerint a domborzatnak van nagy szerepe a szikesek kialakulásában. Észrevette, hogy egy adott területen a legalacsonyabb mélységben a réti talajok, magasabban a szikesek, legmagasabban pedig a csernozjomok helyezkednek el. Szikesek tehát az időszakosan (csak áradás idején) vízzel borított területeken alakultak ki. Itt nyáron felfelé irányuló vízmozgás volt jellemző, később pedig kilúgzás. Hangsúlyozza, hogy ezen talajok nem szoloncsákokból alakultak ki. Megfigyelései szerint a szikesek a tengerszint feletti 85-88 m-es magasságban a leggyakoribbak. Az ennél is magasabban fekvő csernozjomok esetén a talajvíz mélyen, akár 7-8 m-en is lehet. 100-120 cm-nél gyakran figyelhető meg bennük szikes réteg. Várallyay (1967) is a medenceelmélet gondolatmenetét osztotta, s részletesen ismertette a sók mélység szerinti megoszlását. Megállapította, hogy minél kevesebb a csapadék, és nagyobb a párolgás, s a talajvízszint minél közelebb van a felszínhez, annál intenzívebb a sófelhalmozódás. Minél magasabban áll a talajvízszint, annál magasabban alakul ki a

sófelhalmozódási szint is. Tóth és Kuti (1999) a talaj kémiai és fizikai paramétereinek közötti összefüggések statisztikai szorosságát vizsgálta, s a tényezők relatív fontossága alapján becsülte a talaj sótartalmát. Megfigyelték, hogy a talajvíz sótartalma és összetétele szoros összefüggést mutatott a felszíni magassággal. A felszíni magasság alapján 3 övezetre bontották nyírálposi mintaterületüket: legmagasabban a kissé szikes „csapadékbiszivárgás magassági övezete”, közepes magasságban a legszikesebb „felszínen átfolyó vagy elpárolgó csapadék magassági övezete”, legalacsonyabban pedig a kissé szikes „felszínen megálló vizek magassági övezete” található. A szerzők a felszíni különbségeknek tulajdonítják a talaj sótartalmában mutatkozó térbeli különbségeket. Kiemelik a talaj fizikai féleségének fontos szerepét a talaj sótartalmának alakulásában. Megállapították, hogy minél kisebb a szemcseméret, annál kisebb a feltalaj sótartalma, mert a talajvízből felfelé irányuló sómozgás annál kisebb, és minél jelentősebb a homokfrakció tartalom, annál kisebb a feltalaj-sótartalom, mert a kilúgzás nagyobb hangsúlyt kap. Tehát a túl nehéz és a túl könnyű textúra egyaránt a feltalaj kis sótartalmát segíti elő.

Tóth és Várallyay (2001) szikes talajú mintaterületen mérték fel a sófelhalmozódást befolyásoló tényezőket, hogy megfelelő információt gyűjtsenek numerikus sófelhalmozódási vizsgálatok elvégzéséhez és modellezéshez. Részletesen vizsgálták a legnagyobb variabilitást mutató tényezőket: a talajfelszín térszíni fekvését, a talaj sótartalmát, a talajvízszint terep alatti mélységét és a talajvíz sótartalmát. Statisztikailag igazolták, hogy a mintaterület talajvizei szignifikánsan befolyásolják a talajvízszinthez közeli talajréteg sótartalmát. A talajvízszint felett 2 m-re elhelyezkedő réteg EC értéke már nem függött a talajvíz hatásától, ezért a „kritikus talajvízszintet” 2 m-ben állapították meg. Várallyay (1999) a sófelhalmozódás alapfeltételeként három fő tényezőt említ meg:

- a megfelelő sóforrást,
- a szállító közeget (amely biztosítja a sók térbeli átrendeződését) és
- az időszakos kiszáradást.

Mindhárom feltétel adott magyarországi viszonyok között: sóforrást jelentenek a vízgyűjtő terület oldható mállástermékei, amelyet a lefolyó vizek, talajvíz és a szivárgó vizek, mint szállító közeg, mozgatnak, s a kontinentális klíma a száraz meleg hónapokban teret ad az időszakos kiszáradásnak is. Munkájának fontos eredménye, hogy rámutatott a sók oldékonysági sorrendben történő kicsapódására a talajszelvényen belül (a CaCO_3 - MgCO_3 - NaHCO_3 - NaCl maximumai egymás felett helyezkednek el). Kiemeli a talajvízszint és a sóprofil, valamint a talajvízszint-ingadozás és a sóforgalom szoros kapcsolatát.

A sófelhalmozódáshoz alapot szolgáltató sóforrás tekintetében többféle álláspont bontakozott ki. Rónai (1965) szerint az Alföld területén a Pannon-tenger üledékei nagy sótartalmat zártak magukba, amit a mélységi vizek kioldva tovább szállítottak a törésvonalak mentén felfelé áramolva, növelve a talajvíz sótartalmát. Az ártereken visszamaradó pangó vizeket tekintette sóforrásnak az Alföldön 'Sigmond (1906), Ballenegger és Finály (1963), a Duna-völgyben Herke (1962) és Treitz (1903), Várallyay (1967), a Duna-Tisza közén 'Sigmond (1906). Sóforrásának a tavak vizének bepárlódását tartotta Ecsedi és Treitz (1903), 'Sigmond (1923). Kuti (1989, 2003) szerint a Duna és Tisza völgyének talajvizében észlelhető magas sótartalom oka, hogy a hátság felől áramló talajvíz a folyó visszaduzzasztó hatása miatt megreked, kevésbé tud

elfolygni, viszont utánpótlódása és párolgása folyamatos, miáltal betöményedik és a legtovább oldatban maradó Na^+ válik dominánssá benne. Ezzel magyarázta, hogy a szikesek alatt a talajvízben a Na^+ az uralkodó kation, és a hidrokarbonát az uralkodó anion. A sófelhalmozódás a vizek találkozásánál felfelé irányuló vízmozgás és bepárlódás hatására jelentkezik.

A szikesedés egyik kulcstényezője, a sók között is a Na-sók, ezen belül a szóda, melynek keletkezését szintén sokféle elmélet tárgyalja (pl.: Hilgard-féle szódaképződési elmélet, 1906). A szóda a felső talajréteg adszorbeált Na^+ -jának szénsav hatására bekövetkező lehasadásából származhat, mely a kilúgozódási periódusban a lösz és az azt fedő öntésiszap határfelületéig mosódik le, ahol a finom eloszlású mészhordóanyag képtettségének (di Gléria, 1959) köszönhetően felhalmozódik. Sümeghy (1937) elmélete alapján a szikesedést kialakító sókat mind a talajvíz, mind pedig a csapadékvíz a löszös üledékből mossa ki. Scherf (1935) az alulról felfelé történő szikesedési folyamat elméletét dolgozta ki, miszerint a szikesítő sók a talajvízből származnak, melyek a felszín közelébe emelkedve segítik a szikesedést. A szikesedés okát a pleisztocén lösz CaCO_3 tartalmának és a felszínközeli talajvizek Na-só tartalmának együttes hatásában látta. Ezek egymásra hatásának eredményeképpen képződő szóda a lösz borító öntésiszapot is képes elszikesíteni. Herke (1959, 1983) meszes-szódás, kilúgozott, degradált szikesekre vonatkozólag állította fel elméletét. Fontos momentum a sajátos térszíni fekvés, valamint a magasan álló és kismértékű vízszintingadozást mutató talajvíz. A hidrológiai viszonyokon túl a talajban megjelenő közel víz-záró textúrával rendelkező réteg megjelenése is elengedhetetlen. Ekkor a csapadékvíz kilúgozó hatásával egyidejűleg az esetleg felfelé törekvő talajvíz is gátba ütközik. Az ilyen talajok felszínét csapadékos időszakban gyakran borítja felületi víz. (A vízáteresztés csökkenése nem csupán a nehéz fizikai féleségű rétegek miatt mutatható meg, hanem a szikesedési folyamat előrehaladtával az elszikesedett rétegekben a felhalmozott Na^+ és/vagy Mg^{2+} nagy vízmegkötő képessége, vagy kultivált területeken, antropogén hatásra kialakult „eketalp réteg” miatt is.) Ezen rétegeken kizárólag a nyomás alatt álló talajvíz képes áthatolni, a lefelé szivárgó csapadékvíz nem. Tehát amint a sóban gazdag talajvíz felfelé irányuló mozgásával áttör ezen rétegen, a benne oldott sók a felszíni rétegekben rekednek, mert kilúgozódásukra a víz-záró réteg alá a továbbiakban már nem nyílik lehetőség. Ezek a sók ezentúl már csak a meszes-szódás szintig lesznek képesek kilúgozódni, így növelik annak víz-záró tulajdonságát addig, míg végül a talajvíz sem lesz képes átszivárogni rajta. Így szeparálódik a talajvíz és a csapadékvíz mozgási zónája, kémiaiilag már nem kerülnek kapcsolatba egymással. A szelvényben tehát a felső réteg szikes, de sómentes sajátosságával és a meszes réteg felső szintjén mutatható erős sófelhalmozódással lesz jellemezhető. Ez az állapot megfelel a kilúgozott, degradált szikeseknek.

2.5.2. Alkalmazáció (szolonyecsedés)

A hazai szakirodalomba az alkalmazáció fogalmát 'Sigmond (1923, 1927) vezette be. Az alkalmazáció a talajkolloidok adszorpció Na^+ -telítettségére vezető folyamat, mely a talajnedvesség Na-só koncentrációjától függően érvényesül kisebb vagy nagyobb mértékben. Ennek tulajdoníthatók a szikesek kedvezőtlen talajfizikai jellemzői (nagy holtvíz tartalom, peptizáció, elfolyósodás, növekvő aszályérzékenység, stb.), ha a Na^+ az adszorpció felületen 12-15 Na_s %-nál nagyobb

mértékű felhalmozódást mutat. A talajfizikai elváltozások megjelenése már e határkoncentráció alatt is érzékelhető lehet. Amennyiben a talajban van közvetlen, folyamatosan ható vagy ismétlődő Na-só utánpótlás (pl. vízelvezető csatornák környékén a szikkadás vagy öntözés hatására), szikesedés lép fel. Amennyiben ez nem érvényesül, a korábban felhalmozódott Na^+ deszorpció vagy ioncsere útján mobilizálódhat és kilúgozódhat. A szerző felfigyelt arra, hogy a kötöttebb talaj nagyobb mértékben visszatartja a Na^+ -t. Ezzel párhuzamosan Treitz (1924) is megállapította, hogy a talaj agyagtartalma kiemelt szerepet játszik a szikesedésben, ugyanis agyagtalajú síkságok kiszáradása után a szikesedés bekövetkezése nagy bizonyossággal megtörténik.

A Na^+ -felhalmozódás kutatása során fontossá vált annak meghatározása, hogy mi jelenti a Na^+ -forrást. Muraközy (1902), Treitz (1903) és 'Sigmond (1923) a növények bomlástermékeiből származtatták a talaj Na^+ -tartalmát. Mások szerint (Arany és Babarczy, 1937) közvetlenül a kőzetekből, a plagioklász földpátok mállásából ered. Kuti et al. (2003) a piroklasztikus eredetű Namontmorillonitot tartotta jelentős Na^+ -forrásnak, melyből ioncsere útján mobilizálódás történik. Kreybig és Endrédy (1935), Szabolcs (1961) és Várallyay (1967) a talajok Na^+ -tartalmát az Alföldet körülvevő hegységrendszer kőzeteinek mállásából, majd a mállástermékek lefolyástalan medencében történő feldúsulásából eredeztette. Sümeghy (1953) szerint a Duna-völgyben sem a jelentős vastagságú folyóvízi üledékek, sem a helyenként előforduló eolikus réteg nem szolgáltat számottevő mennyiségben Na^+ -t. A kőzetekből közvetett módon, a mélységi és talajvizek szállító tevékenysége által kerülhet Na^+ a talajba. A felszín alatti vizek szerepét a Na^+ -felhalmozódásban Arany és Babarczy (1937) is kiemelte, hozzájuk csatlakozva a Duna-völgyben Szabolcs és Jassó (1961), Várallyay (1967), a Tiszántúlon Szabolcs (1961) vallott hasonló nézeteket. A Na^+ -forrásai között a felszíni vizek is szerepeltek. Az ártereken visszamaradó pangó vizeket tekintette (Na-) sóforrásnak az Alföldön 'Sigmond (1906), Ballenegger és Finály (1963), a Duna-völgyben Herke (1962) és Treitz (1903), Várallyay (1967), a Duna-Tisza közén 'Sigmond (1906). Az alföldi folyók kalcium-karbonátos, néhol kalcium-magnézium-karbonátos kémiai jelleggel bírnak. A Na-sók kicsapódása csak a bepárlódás legvégső szakaszán várható, mert a Na^+ - legnagyobb oldhatósága miatt - a legtovább oldatban maradó ion ebben a kémiai összetételben.

Várallyay (1999) szerint a szikesek kialakulását a Kárpát-medencében a hidrogeológiai zárt medencehelyzet, (a nyári hónapokban különösen) negatív vízmérleg és a rossz természetes horizontális és vertikális drénviszonyok segítik elő. A szikesek mezőgazdaságilag korlátozott mértékben használhatók szélsőséges vízgazdálkodásuk miatt, mivel igen nagy mind az aszály-, mind a belvízérzékenységük. A szikesedés fő momentumaként a Na^+ -ok megjelenését emeli ki a talaj szilárd és/vagy folyadék fázisában. Összefoglalja, a felszín alatti vizek nemcsak az általuk átjárt, különböző összetételű geológiai képződményekből történő kioldással jutnak Na^+ -hoz, hanem a harmadkori Pannon-tenger üledékeiből származó NaCl-típusú vízből is, amely a törésvonalak mentén felfelé áramlik. Ezek a vizek aztán a medence legmélyebb pontja felé vándorolnak, ahol a talaj vízzáró tulajdonsága miatt megrekednek, s szikesedést indukálnak. A talajok így nagy (lúgosan hidrolizáló) Na-só készletet halmoznak fel, ez a talaj adszorpciós komplexén a Na^+ dominanciájához vezet, visszaszorítva a Ca^{2+} és a Mg^{2+} mennyiségét.

Arany (1958) a szikesedés megjelenésében a Na^+ -ok adszorpcióját emeli ki. A szikes talaj kedvezőtlen fizikai tulajdonságai olyan mértékben jelentkeznek, amilyen mértékben az adszorbeált Na^+ viszonylagos mennyisége megnövekszik az adszorpciós komplexumon. A szikesedés szükséges feltételeként olyan hidrológiai és éghajlati viszonyokat feltételez, melyek kedveznek a sók feloldódásának és vándorlásának, s a talaj, mint adszorbens, segíti a Na^+ megkötődését. Na^+ forrásként szolgál a kőzetek mállása, ami kilúgzás révén nem távozik el, hanem a szintén mállásból származó kolloidális anyagokon megkötődik. A megkötési folyamat nagyban függ a kémhatástól, a Na-só minőségétől, töménységétől és az adszorbens anyagi tulajdonságaitól. Ha a reakciótermékeket kilúgzás távolítja el, akkor a talajoldat Na-sói képesek mélyebbre mosódni a szelvényben, s az adszorpciós komplexum Na^+ -jainak egy része is oldatba megy. Ha a közeg lúgos kémhatású, már kis Na^+ koncentráció is elég a folyamat lejátékszódásához, hiszen a Na^+ -adszorpcióval versengő Ca^{2+} -ok ezen a pH-n kicsapódnak, és nem vesznek részt a kationcsere reakciókban. Az így dominánssá váló Na^+ -ok szikesedést idéznek elő, s a folyamat irreverzibilis. A Tisza vízrendszerének mészszegény alluviális üledékén a mészhiány határolja be leginkább az adszorpciós kapacitást. Az adott szelvényben szikesedést okozó Na^+ mennyisége nagyban függ a talaj kötöttségétől. 5 Na egyenérték % felett minél nagyobb a Na^+ mennyisége, annál kifejezettebben jelentkeznek a kedvezőtlen sajátságok. 'Sigmond és Herke magyarországi megfigyelései alapján a 10-12 Na egyenérték % tekinthető határozottan károsnak.

'Sigmond (1923) teljes, három lépésből álló elméleti sorozatot állított fel a szikesedési folyamat fázisaira:

- első lépésben a vízdoldható Na-sók felhalmozódnak,
- majd koncentrációjuk oly mértékben megnő, hogy kicserélődés játszódik le a sóoldat és a kicserélődési komplex között,
- végül az alkáli sók fokozatosan kilúgozódnak.

Az adszorpciós komplexum által megkötött Na^+ egy része H^+ -re cserélődik. Elmélete összecseng Gedroitz (1928) szikes talajokra kidolgozott fejlődési sorával. A szerző négy kifejlődési típust különít el:

- Nem sós talaj: nincs só a talajoldatban, kétértékű kationok uralják a kicserélődési komplexet, a kolloidok flokkuláltak, a talaj semleges.
- Sós talaj (szoloncsák): sófelhalmozódás jelentkezik a sekély sós talajvíz hatására, a talajoldatban sok só, a kicserélődési komplexen sok Na^+ van. A sok só flokkulálva tartja a kolloidokat.
- Kilúgozott szikes nátriumos talaj (szolonyec): a sós talajból képződik szolonyecesedéssel. Ha a kicserélhető Na^+ van túlsúlyban, akkor kilúgzás és hidrolízis hatására NaOH , majd Na_2CO_3 keletkezik. A talajoldatban kevés a só, de a kicserélődési komplexen a Na^+ dominál. A kolloidok diszpergáltak, kemény aggregátumokkal oszlopos B-szint fejlődik ki.
- Feltalajában kolloidokban elszegényedett talaj (szology): Szolonyecből képződik szologyosodással. Kilúgzás során a diszpergált kolloidok lefelé mozognak a szelvényben. A kationcsere képesség csökken a kolloidok eltávolítása következtében. Kialakul az elluviális szint. A pH csökken.

A nem sós talajból a nagy sótartalmú talajvíz szintjének megemelkedésével szoloncsák fejlődik ki. A szoloncsáktól a szolonyecen keresztül a szology felé pedig a talajvíz szintjének lépcsőzetes csökkenése a jellemző.

2.5.3. Talajlúgosodás

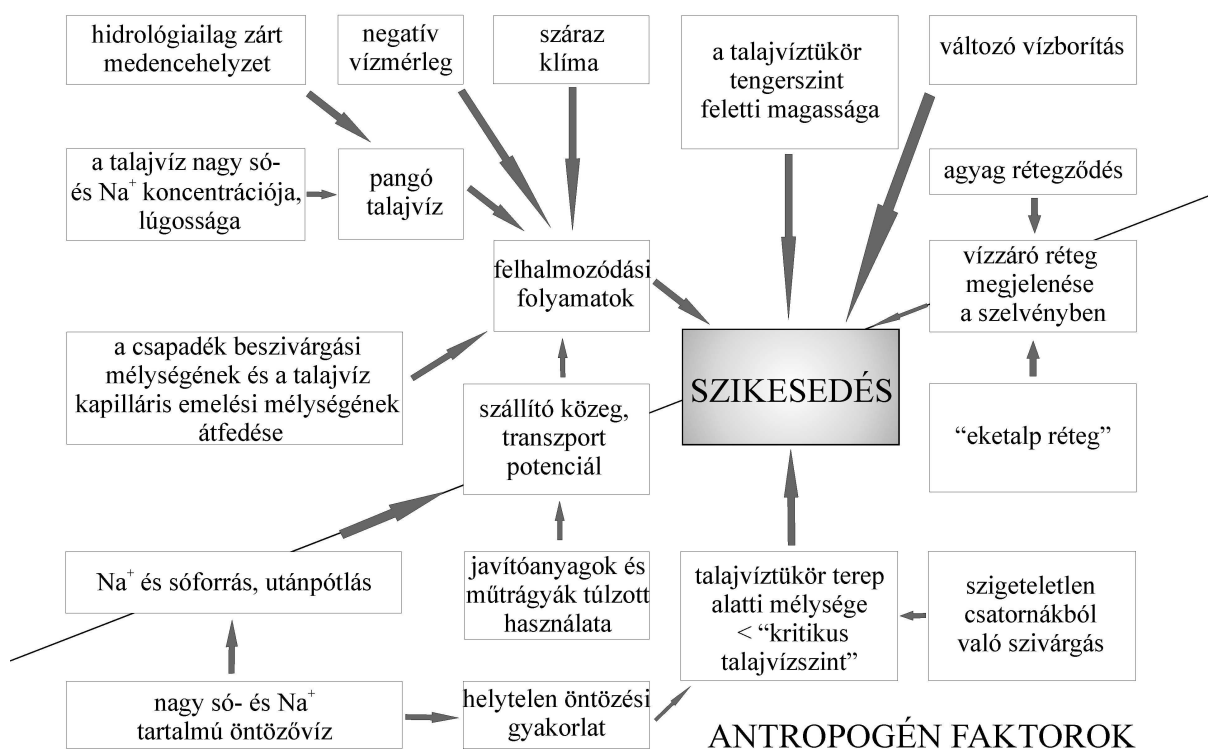
A szikes talajok lúgos kémhatása szorosan kapcsolódik a vízzoldható, lúgosan hidrolizáló Na-sók mennyiségéhez, és az adszorpciós komplex Na^+ -telítettségéhez. Ugyanis a Na_2CO_3 - NaHCO_3 típusú sótartalom hidrolízisével a pH-t növelő OH^- csoportok szabadulnak fel, a talaj-oldatba kerülő Na^+ -ok pedig részt vesznek a kationcsere és adszorpciós reakciókban. Mindez elősegíti a talaj fizikai-vízgazdálkodási tulajdonságainak leromlását, s ellehetetleníti az adott terület mezőgazdasági hasznosítását a növények tápanyagfelvételének gátlása által.

2.5.4. Potenciális szikesedés, másodlagos szikesedés, antropogén szikesedés

A tárgyalt elméletek szintézisével megadhatók a talaj szikesedését kiváltó tényezők (2.4. ábra). Amennyiben ezek a feltételek valamely talajon fennállnak, az potenciálisan alkalmassá válik a szikesedésre. A potenciális szikesek azokat a talajokat foglalják magukba, amelyeken jelenleg még nem figyelhető meg a sófelhalmozódási, szikesedési folyamat, de a jövőben ennek kockázata realizálható. Ez létrejöhet nagy sótartalmú és/vagy kedvezőtlen ioneloszlású talajvíz szintjének emelkedése révén, az alsóbb talajszintek felől a feltalajba, gyökérszónába történő sótranszport útján, vagy a sós csurgalék vizekkel való öntözés helytelen gyakorlata miatt (Szabolcs, 1974, Huber et al., 2008). A talajt veszélyeztető szikesedési folyamat kulcstényezője tehát a sófelhalmozódás, melynek indikátora az adott talaj sóprofilja; és a Na^+ -feldúsulás az adszorpciós komplexen, melynek indikátora a $\text{Na}_s\%$ profil. A potenciális szikesedés létrejöttét legfőképp a lehetséges sóforrások határozzák meg.

A szikesedés folyamata által érintett talajok esetén megkülönböztetünk elsődleges és másodlagos szikesedést. Arany (1958) hangsúlyozza, hogy ha a sóítás nem szikes talajon megy végbe, elsődleges úton keletkezik sós talaj, ha szikes talaj sósodik el, másodlagos sós talajok jönnek létre. Az elsődleges elsósodást természetes hatásoknak, pl. fizikai vagy kémiai mállás, sós geológiai üledékekből vagy talajvízből való transzport útján történő vízzoldható sótartalom növekedésnek tulajdonítja (Huber et al., 2008). A másodlagosan elszikesedett talajokban az általánosan elfogadott nézetek szerint az eredeti talajtípus – általában csernozjom, réti vagy öntéstalaj – morfológiai bélyegei mellett a szikes talajokra jellemző oldható só- és/vagy kicserélhető Na^+ -tartalom jelenik meg. Keletkezésük olyan tényezőegyütteshez köthető, amely magától a természetben nem jelenik meg, hanem emberi hatásra alakul ki. Ilyen a talajvízszint emelése, többlet só és Na^+ biztosítása. Mindez általában hibásan tervezett öntözőrendszerekhez vagy béleletlen csatornáknál folyó csurgalékvizek hatásához köthető (Várallyay, 1989). Az eredeti talajtípus elszikesedik, de a formálódás során felvett bélyegek megmaradnak. Az eredeti víz és tápanyag gazdálkodás vonásai tükröződnek a másodlagosan elszikesedett talajon csak kedvezőtlenebb formában. Ezen talajok a vízben oldható sótartalom szerint (szoloncsákos - nem szoloncsákos), valamint a karbonáttartalom alapján (felszínhez közel (B-szint) vagy mélyben karbonátos (C-szint)) csoportosíthatók. Feloszthatók még a sók minősége alapján is (Stefanovits, 1999).

TERMÉSZETES FAKTOROK



2. 4. ábra: A talaj szikesedését kiváltó tényezők

Egyesek szerint (Kuti, szóbeli közlés) másodlagos szikes talajok alatt az eredetileg szikes, majd természetes vagy emberi hatásra elsziktelenedett talajok újrashikesedését kell értenünk. Arany (1958) az öntözés hatására történő talajvízszint emelkedést és Na-só bevitelt „mesterséges sósítás”-nak nevezi. Ettől elkülönítve kezeli a „másodlagos elszikesedést”, ami szerinte a szerkezetes szikes talajok Na-sóinak kapilláris emelkedése és a felszíni, Na-sókat tartalmazó vizek bepárlódásának hatására végbemenő felszínig történő elsósodást jelenti. Ekkor az egész szelvény lúgos lesz, meszet, szódát és egyéb Na-sókat tartalmaz. Az Arany által kidolgozott talajosztályozási rendszer megkülönböztet szemi sós talajokat és másodlagos sós talajokat. Az előbbire jellemző, hogy a talajvíz szintje közel van a talajfelszínhez, a csapadék a felső néhány cm-t kilúgozza, ami így sókban szegényné válik. Kémhatása semleges vagy gyengén lúgos. Alatta a sós talajokra jellemző egyhangú szelvény található. Az utóbbi típusra jellemző a talajvíz szintjének megemelkedése, melynek következtében a kilúgozott talajszelvény a talajvízből származó Na-sók hatására sóssá válik. 'Sigmond ezt a folyamatot regradációnak nevezi. Mivel ugyanazon folyamatra vonatkozólag a nomenklatura igen eltérő lehet, helyesnek tartanám az „antropogén szikesedés” kifejezés használatát, ha a talaj elszikesedése a hatótényezők emberi hatásra bekövetkező megváltozása miatt alakul ki.

Nemcsak hazánkban, hanem világszerte (Egyiptom, Kína, India, USA, Thaiföld) súlyos problémát okoz az „antropogén szikesedés”, mely összesen 76,3 M ha területet érint (Oldeman et al., 1991). Ezért főként a helytelen öntözési gyakorlat tehető felelőssé:

- Egyiptomban például a Nílus környékén a delta felé egyre sósabb a talaj, mert a felső szakaszon nagy a vízkivétel mennyisége, így az alsó szakaszon már igen kevés a víz, ezért a talajvíz a tenger felől pótlódik. Az így sóssá váló talajvíz pedig elszikesíti a talajt is.
- Kaliforniában a Colorado folyón épített Hoover-gát biztosítja a jó minőségű öntözővizet a folyó gát utáni szakaszán, ám az itt felhasznált vizeket visszavezetik a folyóba, ami vízminőség-romláshoz és sósodáshoz vezet.
- Indiában a Himalájából származó öntözésre alkalmas vizet az Indira Gandhi csatorna szállítja az ország belső régiói felé. Sivatagi és félsivatagi területeket átszelve a csatornában szállítódó víz párolgása megnövekszik. A környező területek öntözése után nincs racionális vízelvezetés, tehát a magasan álló sós talajvíz problémája itt is előtérbe kerül.
- Számos országban az öntözővíz ingyen rendelkezésre áll, ennek következtében nincs limitáló faktor a vízkivétel mennyiségére vonatkozólag, ami túlóntózáshez vezet. A talajvíz szintje megemelkedik, s a magas sótartalom miatt a szikesedés szempontjából kockázatos szituáció alakul ki.

A szikesedés által érintett talajok megoszlását tekintve világviszonylatban megállapítható, hogy a szolonyeces jelleggel bíró talajok északabbra helyezkednek el, mint a szoloncsákos jellegűek. Ennek oka, hogy a szolonyecsek kialakulásában fontos kilúgzás az északabbi területeken jelentősebb, hiszen több csapadék áll rendelkezésre, és hűvösebb a klíma, ami a párolgás mértékét tartja stabilan alacsonyan. A szárazabb, arid jellegű emberlakta vidékeken a táplálék előállítása miatt elengedhetetlen az öntözés, ami nagy területeket érint. A növekvő ivóvízhiány miatt azonban az öntözővizek nem mindig megfelelő minőségűek, utat adva a sófelhalmozódás és szikesedés kialakulásának. A mezőgazdasági műveletek által okozott szikesedés kutatásában Ghassemi et al. (1995) és Tanji (1990) jeleskedtek.

Hazánkban is régóta kutatott témát szolgáltatnak az emberi hatásra „másodlagosan” elszikesedett talajok. Várallyay (1999) rámutatott, hogy a másodlagos szikesedés esetében fontos sóforrás az öntözővíz. A nem megfelelő minőségű öntözővíz és az öntözés helytelen gyakorlata ugyanis jelentős gondokat okoz. E jelenség kibontakozása az '50-es évektől volt tapasztalható a tiszalöki víztározó-öntözőrendszer megépítése után, amikor is 100000 ha-on következett be szikesedés. A probléma súlyosbodását elkerülendő Szabolcs, Darab és Várallyay (1968-69) dolgoztak ki talajfelvételezési-vizsgálati-térképezési rendszert, melynek jelentős szerepe volt a másodlagos szikesedés előrejelzésében és megelőzésében. Megalkották az „optimális talajvízszint”⁷ és a „kritikus talajvízszint” (l.:6. lábjegyzet) fogalmát, ami alapján becsülhetőek voltak a jövőbeni folyamatok. A Darab és Ferencz (1969) által kidolgozott öntözővíz-minőség norma-betartása esetén - kizárja a másodlagos sófelhalmozódási folyamatot. Azonban a víz minőségét nem a felhasználás, hanem a vízkivétel helyén regisztrálják. A víz kémiai paraméterei a csatornában való több km-es út során változnak, s előfordulhat, hogy az a felhasználási helyen már nem felel meg a minőségi követelményeknek. A szigetelés nélküli csatornákból és tározókból való szivárgás által megemelkedhet a pangó, sós talajvíz szintje, ami a talaj állapotát a másodla-

⁷ „Optimális talajvízszint”: a talajvízszint azon terep alatti mélysége, amely mellett a növények jó minőségű talajvízből kapilláris vízellátás útján vizet vesznek fel.

gos szikesedés felé mozdítja el (Darab (1958), Szabolcs (1961), Szabolcs és Várallyay (1980), Szabolcs et al. (1969), Várallyay (1974, 2001)). Bizonyos alföldi területeken, ahol felszíni vízfolyás vagy csatorna nem található a közelben, csak a talajvíz kutakból történő öntözés jöhet számításba, ami szintén potenciális szennyező forrás, hiszen ezeken a helyeken a talajvíz nagy sótartalmú lehet. Az öntözővízből származó sók a gyökérzónában halmozódnak fel, így gátolják a növényi növekedést. Ezáltal nemhogy az öntözés kívánt hatása nem érvényesül, hanem a termés szempontjából pont ellentétes folyamat játszódik le. Karuczka (2004) kutatta réti szolonyec és mélyben sós öntés-réti talaj sókészletének öntözés (esővíz-kontroll-kútvíz) hatására bekövetkező változását liziméteres kísérletben, lucerna jelzőnövény mellett. Megállapította, hogy az öntözés a jelzőnövény ásványianyag-tartalmában nem okozott statisztikailag igazolható változást. A növény által kivont anyagmennyiség növekedése a talajok tápanyagmérlegének csökkenését eredményezte. Esővízes öntözésnél a szelvényben a kimosódás volt jellemző. 0,5-1,0 g/l sótartalmú öntözés esetén azonban már megjelent sófelhalmozódás a gyökérzónában. Megállapította, hogy többéves öntözés táblaszinten negatív hatással lehet a talaj termőképességére. Blaskó (2005) meghatározta, hogy öntözetlen körülmények között, ahol a talajvízszint süllyedése figyelhető meg, ott sótartalom csökkenés a jellemző, azonban az öntözött területek talajvízszint növekedése miatt a jelenlegi időjárási viszonyokat is figyelembe véve a másodlagos szikesedés veszélye megnőtt. Legveszélyesebb kombinációnak a száraz évjáráthoz társuló ember által okozott magas talajvízállást tartja.

Az öntözővíz hatásán kívül egyéb emberi, felszín átalakító hatások is szerepet játszhatnak a szikesedési folyamatok létrejöttében. A másodlagos felhalmozódási folyamatoknak kedveztek például az erdőirtások és a gyepterületek egy részének felszántása, a folyószabályozási és vízrendezési munkák, melyek együttesen a felszíni lefolyás és anyagmozgás által megváltoztatták a medence anyagforgalmát és vízháztartását. A szabályozott vízrendezés nagy területeket mentesített az árvizek és belvizek hatása alól, ugyanakkor a kiszáradó, vízhatás alól mentesülő területeken lehetőség nyílt a talajoldat betöményedésére, a vízdoldható sók koncentrációjának megnövekedésére. Ott tehát, ahol a szikesítő sók forrását jelentő pangó talajvíz az átgondolatlan vízrendezés miatt a felszín közelében maradt, a szikesek különböző változatai jöttek létre (Rohringer (1934), Sajó és Trummer (1934), Szabolcs (1961), Várallyay (1993)).

A fent említettek alapján megállapítható, hogy a talajban lejátszódó folyamatokban a talajvíznek, talajoldatnak hangsúlyozott szerepe van. Ehhez kapcsolódik a növényzet is, amely egyfelől hat az előző tényezők változásaira, másfelől elszenvedője is annak. A szikesedési folyamatok növényekre gyakorolt hatásával részletesebben Magyar (1929), Bodroγκözy (1965), Soó (1964), Molnár és Borhidi (2003) foglalkozott. A szikesek közül a szoloncsákos típus nagy sótartalma miatt kialakuló magas ozmózis potenciálja okán, a szolonyeces típus a nagy duzzadó agyagásvány-, és Na^+ -tartalom kapcsán kialakuló nagy holtvíz- és kis hasznosítható vízkészlet, valamint a talaj kis transzportkoefficiensei miatt alkalmatlan növénytermesztésre (Várallyay, 1999). Azoknak a növényeknek tehát, amelyek szikes talajokon élnek, adaptálódniuk kell a magas sótartalomhoz és az erősen változó vízellátáshoz. A szikes növénytársulás felszínborítása összefüggésben áll a talaj felszínközeli sótartalmával. Bodroγκözy (1965) a természetes szike-

sek növényzetének övezetességét vizsgálva nagyon részletes megfeleltetést dolgozott ki a talajtípusok és a növénytársulások között. A talajtulajdonságokat részletes besorolás alapján megtudta feleltetni a növénytakaró kisebb eltéréseinek. Borhidi és Bodroghközi munkássága alapozta meg a növénytársulások alapján a szikesek azonosítását és értékelését.

A használt termálvizek szikkadása kapcsán a fő problémát az jelenti, hogy nagyon sok esetben a földmedrű csatorna közvetlen közelében mezőgazdasági művelés folyik. A szikkadó víz talajba szivárgásának hatásai mellett az esetleges öntözés lehetőségével is számolni kell. Számos tanulmány foglalkozik a sós vizekkel történő öntözés hatásainak meghatározásával a termőterületek talajaira (Beltrán, 1999; de Clercq et al., 2008; Mandal et al., 2008) és különféle haszonnövényekre vonatkozólag (Minhas, 1996; Gupta et al., 1998; Bayuelo-Jiménez et al., 2003; Gawad et al., 2005; Marcum, 2005; Sharma és Minhas, 2005; Tedeschi és Dell'Aquila, 2005; Maggio et al., 2007). A csatornában folyó víz hatásai tehát a talajon és talajvízen keresztül a termés mennyiségében és minőségében is megmutatkozhatnak. 'Sigmond (1910) a gazdasági növényekre nézve vizsgálta azok sótűrő képességét. Megállapította, hogy a sók összes mennyisége mellett azok minőség szerinti eloszlása sem elhanyagolható tényező, hiszen ha a sók nagy része szóda, akkor az nagyobb mértékben ártalmas a növényekre nézve. Kísérletekkel bizonyította, hogy a búza és a zab a káros sókkal szemben ellenállóbb, mint a kukorica.

A szikesedési folyamatok megjelenése a talajban tehát a természetes növényzet megváltozása, illetve a termesztett növényzet növekedésének vagy termésmennyiségének csökkenése által is kimutatható.

2.5.5. A talaj puffer képességének csökkenése

A talaj egyik igen fontos, kiemelt funkciója, hogy a bele kerülő anyagokat lekötni és/vagy átalakítani képes, így hatásukat közömbösíteni, tompítani tudja. Ezt a képességet a talaj pufferoló hatásának nevezzük. A talaj pufferkapacitását a sav-bázis puffer képesség és a tápelem-toxikus elem megkötő képesség adja. Ezen funkciók működéséhez a talaj különféle pufferanyagokat tartalmaz. A sav-bázis pufferhatást a

- kolloidok (pl. humuszanyagok, agyagásványok törésfelületei, szerves-ásványi komplex-kolloidok, Al-, Fe-oxidok-hidroxidok)
- CaCO_3 - $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ - H_2CO_3 rendszer,
- alumínium-hidroxid polimerek,
- könnyen málló szilikátásványok

szolgáltatják (Filep, 1988). Szabó és Szabó (2001) többváltozós lineáris regressziós analízissel kimutatták, hogy a talaj pufferkapacitásának alakulásában a pH-nak van meghatározó szerepe, ezt követi a CaCO_3 -tartalom, majd az agyagtartalom; emellett a humuszos réteg vastagsága és a humuszminőség is meghatározó. Hangsúlyozták, hogy az agyagtartalom, nem pedig az agyagásványos összetétel a döntő a talajok pufferkapacitásának kialakításában. A fent felsorolt pufferrendszerek mindegyike más-más pH-tartományban lép működésbe (humuszanyagok 3-8 pH, oxid-hidroxid felületek 5,5-8 pH, CaCO_3 oldódása $\text{pH}>7$). A kolloidok hatásmechanizmusa a proton felvevő-leadó tulajdonságukkal magyarázható. Ha a talajoldatban a H^+ koncentrá-

ció növekszik (tehát a pH csökken), a kolloidok változó töltései protont kötnek meg, ha az OH^- kerül túlsúlyba (tehát a pH nő), akkor protont adnak le, így közömbösítik a hatást. Ez gyors lejátszódású és reverzibilis folyamat. A CaCO_3 a talaj elsavanyodásának megakadályozásában játszik jelentős szerepet, mert lúgosan hidrolizál, így közömbösíti a savakat. A talaj pH-ja mindaddig nem csökken, amíg a rendszerben szilárd Ca- vagy Mg-karbonát van jelen. Az alumínium-hidroxid polimerek össztöltésük megváltozásával kompenzálják a talajban lejátszódó kémhatásváltozást. Össztöltésük sav hatására növekszik, erősen savas közegben pedig akvakomplex ionnökká depolimerizálódnak. Az oldat lúgossá válásával csökken az össztöltés. Hatásuk addig tart, míg át nem alakulnak $\text{Al}(\text{OH})_3$ -dá. A könnyen málló szilikátásványok képződése és oldódása hosszú folyamat eredménye, és gyakran irreverzibilis. Mállás közben protonok kötődnek meg, képződésükkor pedig protonok szabadulnak fel, melyek az oldat lúgosságát közömbösítik. Egy adott talaj sav-bázis puffer képessége tehát alapvetően a kolloid tartalomtól, a kolloidok minőségétől és a talaj pH-jától függ (Filep és Fülek, 1999). Huang et al. (2009) kutatásai szerint ezt a tulajdonságot alapvetően a mésztartalom és a SOM^8 tartalom befolyásolja.

A talaj tápelem és toxikus elem tartalmának szabályozásában kémiai és fizikai-kémiai folyamatok játszanak szerepet. Ezek között kiemelt szerep jut az adszorpció-deszorpció, a kicsapódás-oldódás és a komplexképzés folyamatainak. A talajok toxikus ionokat, molekulákat megkötő képességéről az adszorpciós izotermák alapján lehet információt nyerni. Ez szolgál a maximális megkötődés, valamint a vizsgált anyag (esetünkben a szikesedést okozó Na^+) oldatbeli koncentrációjának becslésére különböző terhelések esetén (Filep és Fülek, 1999). A Na^+ adszorpciójának vizsgálata a nagy $\text{Na} \%$ -ú használt hévíz folyamatos utánpótlódása miatt kiemelt fontossággal bír a szikkasztó csatorna környezetében, hogy segítségével a talaj szikesedési állapotának becslésén keresztül a degradáltsági fok megállapítható legyen.

Az eltérő agyag-, SOM és mésztartalom miatt minden talajtípus különböző eredeti sav-bázis és toxikus anyag tompító képességgel rendelkezik. A szennyezés hatására a talaj pufferoló anyagai átalakulnak vagy mennyiségük csökken, így a talaj egyre kisebb mértékű tompítóképesség kifejtésére lesz képes, degradálódik. Ezt a csatornák mentén a nagy sótartalomtól oldódással talajba kerülő ionok is elősegítik. A folyamatos vízutánpótlás segíti a mész oldódását és kimosódását a szelvényből, ami szintén a pufferképesség csökkenését eredményezi. Ezen felül bizonyos könnyen mozgó ionok is mobilizálódnak. A koncentrációs viszonyok folyamatos változása miatt az adszorpciós egyensúlyok is újra és újra megbomlanak az ionok szüntelen cserélődését eredményezve.

2.6. Jogszabályi háttér

A termálvizek kitermelését, felhasználását, természetbe való kihelyezése esetén kémiai összetételének határértékek általi szabályozását törvények és kormányrendeletek határozzák meg. Az országban természetes állapotban megtalálható hévíz az állam tulajdonát képezi. Amint azt valamely felhasználó kitermeli, a termálvíz az ő tulajdonába száll, de ellenjuttatásként az állam részesedést kell kapjon. Az 1993. évi bányászatról szóló XLVIII. törvény hatálya alá tartozik a

⁸ SOM : Soil Organic Matter: a talaj szerves anyagai

geotermikus energia kutatása, kinyerése, hasznosítása. A törvény tisztázza a tulajdonviszonyokat, kimondja, hogy a kitermelt geotermikus energia után az államot részesedés, bányajárulék illeti meg, melyet a kitermelő jogi személy illetve társaság fizet. Geotermikus energia esetén ez a pénzben fizetendő költség a kitermelt geotermikus energia értékének 2 %-át jelenti. Nem csak a felszín alatti víz kitermelése, de használat utáni elhelyezése is terhelést ró környezetünkre, ezért ennek törvényi keretek között történő szabályozására is szükség volt. A 2/1992. (I. 6.) kormányrendelet vízkészlet-használati díj, 1992. évi LXXXIII. törvény pedig vízkészlet-használati járulék fizetését írja elő, mely a felszíni vízfolyásba engedett használt hévízmennyiség után fizetendő; kiszámítási módját a 43/1999. (XII. 26.) KHVM rendelet határozza meg. A 2003. évi LXXXIX. törvény a környezetterhelési díjjal kapcsolatban megkülönböztet levegőterhelési, vízterhelési és talajterhelési díjat. A vízjogi engedélyezés alatt álló tevékenységet végző kibocsátót vízterhelési díj fizetésére kötelezi, melynek mértéke többek között a közcsatormán elvezetett, majd felszíni vízbe bocsátott csurgalékvízben lévő vízterhelő anyagok koncentrációjától, nettó éves kibocsátási mennyiségétől és a területérzékenységtől függ. A felszín alatti vizek védelméről szóló 219/2004. (VII. 21.) kormányrendelet meg kívánja őrizni a felszín alatti vizek jó minőségi és mennyiségi állapotát. Engedélyköteles tevékenységnek minősíti a felszíni vizekbe való közvetlen, és közvetett (időszakos vízfolyáson keresztül történő) csurgalékvíz-bevezetést. Megadja a szennyező anyagok jegyzékét és besorolja a felszín alatti vizek szempontjából érzékeny területeket. Leszögezi, hogy tilos szennyezőanyag mélyinjektálással történő elhelyezése. A 4/2010. (II. 25.) KvVM rendelet a környezetvédelmi, természetvédelmi, valamint a vízügyi hatósági eljárások igazgatási szolgáltatási díjairól szóló 33/2005. (XII. 27.) KvVM rendelet módosítása, ami számszerűsíti a kitermelés mennyiségi kategóriáihoz tartozó fizetendő járulékokat ($5 \text{ m}^3/\text{nap}$ -tól $5000 \text{ m}^3/\text{nap}$ -ig) megkülönböztetve a visszatáplálással és a nélkül működő kutakat.

Rendeletekben határozták meg a vízszennyező anyagok határkoncentrációit a befogadó vízi és talajtani közeg védelme érdekében. A vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekkel és alkalmazásuk egyes szabályaival kapcsolatban a 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet ad útmutatást. A hévíz időszakos vízfolyásba, mint befogadóba történő közvetlen bevezetése esetén energetikai célú felhasználás után 45 Na%-ot, balneológiai felhasználás után pedig 95 Na %-ot ír elő a bevezetés előtti pontban mérve. Összes sótartalomra vonatkozóan energetikai hasznosítás esetén 3000 mg/l , gyógyászati célú hasznosítás esetén 5000 mg/l , termálfürdők esetén 2000 mg/l a megengedett maximális koncentráció. A hőterhelésre vonatkozóan egységesen 30°C az előírás. Termálfürdőkben való hasznosítás, illetve gyógyászati célú felhasználás után a csurgalék termálvíz a hidegvizes medencék vizével keverve is a végső befogadóba vezethető (mint pl. Cserkeszőlőn is). Ilyen kibocsátás esetén a gyógyvízre vonatkozó határértékeket kell betartani. A rendelkezés következetesen a gyógyászati felhasználásnak kedvez rászorítva az energetikai felhasználókat a visszasajtolásra, vagy a kombinált felhasználásra. A földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet ad felvilágosítást. A törvényhozók ezekkel a rendelkezésekkel próbálták elérni, hogy a kitermelés csak a szükséges mértékben történjen, ezáltal a felszín alatti vízkészlet és a felszíni befogadó víz együttes védelmére, vagy legalábbis fenn-

tartható használatára törekedtek. Emellett a visszasajtolásra próbálták ösztönözni a hévízkutak tulajdonosait.

Az 1993. évi XLVIII. bányászatról szóló törvény 22/B. § (6) kimondta, hogy a geotermikus energia szempontjából nyílt területen, a felszín alatti vízkészletből termálvíz használatára adott vízjogi engedély egyidejűleg geotermikus energia kinyerési- és hasznosítási engedélynek is minősül. Ennek kapcsán leegyszerűsödött a termálvíz energetikai hasznosításának bürokratikus háttere, s a vízfelhasználáson túl a víz hőtartalmának hasznosítása utat törhetett (légtérűtés, terményszárítás, baromfikeltetés, hőszivattyúk, stb.).

Az Európai Unióhoz való csatlakozásunkkal (2004) figyelembe kellett vennünk a tagországokra vonatkozó egységes szabályozásokat. Ellentétben a magyar jogszabályokkal, az EU-ban nincs olyan rendelkezés, amely előírná a használt hévíz visszasajtolását. Az EU-s jogszabályok meghatározzák, hogy a visszatáplálás indokolt esetben engedélyezhető a felszín alatti vizek érdekében. A visszasajtolást az indokolja, hogy a szabadon környezetbe jutó, ásványi anyagokban gazdag, magas hőmérsékletű használt hévíz környezetvédelmi szempontból aggályokat ébreszthet a felszíni víz és a talaj terhelése miatt. A visszasajtolással a felszíni környezet mentesül a szennyvezéstől, a hévízfelhasználó pedig a szennyvízbírság és a vízkészletjárulék fizetése alól. Az EU a geotermikus energia és a termálvíz komplex felhasználásával kapcsolatban sem rendelkezik, éppúgy, ahogy a szennyvízbírságolás mértékével és módjával sem. A kidolgozott Víz Keretirányelvhez tartva magukat a tagállamok egyedileg alakítják ki jogszabályrendszerüket a vizek komplex védelmére vonatkozóan, figyelembe véve a helyi viszonyokat.

A felszín alatti vizek egyes veszélyes anyagokkal szembeni védelméről szóló 80/68/EGK irányelv különbséget tesz a közvetlen⁹ és a közvetett¹⁰ bevezetés között. A 2000/60/EK Víz Keretirányelv célja a vizek jó állapotának megtartása, illetve annak legkésőbb 2015-re történő elérése, ezért tiltja a veszélyes anyagok közvetlen bevezetését a felszín alatti vízbe. Azonban teret ad a tagállamoknak arra, hogy engedélyezzék a geotermikus célokra használt víz visszasajtolását ugyanabba a víztartóba, ahonnan azt kivették. A Víz Keretirányelv összhangban a magyar szabályozással, csak a zárt rendszerben használt vizeket engedi visszasajtolni. Ez kizárólag energetikai célú felhasználás során lehetséges.

Az 1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról szól, 5. fejezetének 15. § (3)-ben leszögezi, hogy „Az ásvány-, gyógy-, és termálvizek felhasználásánál előnyben kell részesíteni a gyógyászati, illetve a gyógyüdülési használatot. A kizárólag energia hasznosítás céljából kitermelt termálvizet (...) vissza kell táplálni.”. A törvény utat enged a turizmus, gyógyturizmus előretörésének a termálvíz felhasználás balneológiai aspektusának támogatásával. A gyógyászati célú hasznosítást szolgáló létesítmények esetében a jogszabály figyelembe veszi a hasznosítás kiemelt nemzetgazdasági jelentőségét. A környezetvédelmi szempontokat gyógyfürdők esetében a gazdasági és egészségvédelmi előnyöknek rendeli alá, így a szennyezőanyag kibocsátást nem kötik szigorú feltételekhez. Ezen intézmények egész évben termelhetnek ki hévizet. Az energetikai hasznosítás, tehát gyakorlatilag a mezőgazdasági, és ipari szektor, valamint a kommunális felhasználás vissza-

⁹ Közvetlen bevezetés: visszasajtolással, vagy talajon, altalajon, közeten való átszivárgás nélkül kerül a felszín alatti vízbe.

¹⁰ Közvetett bevezetés: talajon, altalajon, közeten való átszivárgás után kerül a felszín alatti vízbe.

szorul, mert ezek csak a téli időszakban (fűtési szezon) nyithatják meg kútjaikat. Az egész évben folyamatosan termelődő, gyógyászatilag hasznosított, visszasajtolásra alkalmatlan csurgalék hévíz végül felszíni élővizekbe kerül. Ezt, és a kitermelés miatti csökkenő rétegnyomást kellett kompenzálni az energetikai hasznosítás utáni visszasajtolással. Ez a lépés a visszasajtoló kút nagy telepítési és üzemeltetési költsége miatt sok intézményt érintett anyagilag kényesen, ezért a törvénybe könnyítésként beépítették, hogy „A vízügyi hatósági feladatokat ellátó szerv - a 2009. szeptember 30-án jogerős vízjogi üzemeltetési engedéllyel rendelkező, energia hasznosítási célú termálvíztermelés esetében - kérelemre engedélyezi a visszatáplálás mellőzését...”. Ezzel a törvénnyel közvetetten a termálvíz kombinált felhasználását is sugallták, mert ahol megoldható volt, ott a zárt rendszerben működő energetikai hasznosítás után a 30-40 °C-ra lehűlt hévizet fürdőkbe engedték, így gyakorlatilag megszűnt a visszasajtolási kötelezettség.

A 2003-2008. közötti időszakra vonatkozó Nemzeti Környezetvédelmi Programról szóló 132/2003. (XII. 11.) országgyűlési határozatban előirányozták, hogy az energetikai célú termálvíz-használók közül a visszatáplálással működők aránya kb. 5 %-ra emelkedjen és hogy a jelenlegi energetikai célú felhasználók 10 %-ánál, valamint az új energetikai célú felhasználók 100 %-ánál legyen visszatáplálás. Fontos pontként írja elő, hogy az ország 90 %-án szűnjön meg a felszín alatti vízkitermelés miatti nyomásszint-csökkenés, 10 %-án pedig kezdődjön meg a nyomásszint-emelkedés. Az előző törvényben egy időbeni határvonalat húztak meg, 2009. szeptember 30-át, ami előtt még lehetőség volt egyedi elbírálás alapján energetikai hasznosítás esetén a visszasajtolás mellőzése, utána viszont már csak az kaphatott engedélyt termálvízkút telepítésére, aki visszasajtoló rendszerrel is rendelkezett. Ez a határozat tovább erősíti a visszatáplálási törekvést, valamint konkretizálja a nyomásszint megtartásra való alapkövetelményeket, amik szigorúnak tűnnek, de a fenntarthatóságot szolgálják. A 220/2004. (VII. 21.) kormányrendelet 38 § d)-ban az energetikai célú termálvíz hasznosítás esetén az előbb említett türelmi időt 2012. december 31.-ig terjesztette ki.

A 101/2007. (XII. 23.) KvVM rendelet 11§ előírja a termelt és visszasajtolt vízmennyiség kapcsán az időszakos kútállapot-vizsgálati kötelezettséget. Az előzőekben előírt szigorú normák csak ellenőrzött, jól működő kutak esetén, és folyamatos, a valóságot tükröző hévíz mennyiségi és minőségi adatok szolgáltatásával érhető el.

A 2009-2014 közötti időszakra vonatkozó Nemzeti Környezetvédelmi Programról szóló 96/2009. (XII. 9.) országgyűlési határozat mellékletében az engedély nélküli vízkivétel problémáját tárgyalja, amely „nem csupán mennyiségi problémákat okoz, hanem szennyezési veszélyt jelent a közepes mélységű vízadók számára. A vízkivétel hatással van a vízi környezetre is, az utánpótlódás és a különböző megcsapolási formák közötti érzékeny, hosszú távú egyensúlyt számottevően módosíthatja. A termálvizek túlhasználata főként lokálisan csökkentheti a termálvíz hőmérsékletét, illetve ronthatja kémiai összetételét. A kitermelt, majd a felszíni vizekbe vezetett termálvíz által okozott jelentős sóterhelés vízminőségi problémát, illetve a vízi ökoszisztéma átalakulását eredményezheti”. A felszín alatti és felszíni vizek minőségi védelmén túl felmerül a kérdés, vajon a termálvíz mennyire tartható megújuló energiaforrásnak. A túlzott vízkitermelés és visszasajtolás hatására a lehűlt víz a tároló rétegbe kerülve újra felmelegszik, azonban hűti is azt a hőmérsékleti egyensúly beálltáig. Ez az egyensúlyi pont azonban °C-okban kifejezve egyre ala-

csonyabb. A kitermelési-visszasajtolási körfolyamat hosszútávon csökkenti az adott rétegből kiemelt termálvíz hőmérsékletét, ami a hasznosítási hatások leromlását vonja maga után.

A 147/2010. (IV. 29.) kormányrendelet a vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó általános szabályokról ír 4. 11. §-ban. Benne foglaltatik, hogy:

„(1) A termálvíz gyógyászati, egyéb egészségügyi, továbbá ivóvíz, ásványvíz, fürdővíz, használati melegvíz, hőellátási és villamosenergia-előállításra célra hasznosítható.

(2) A termálvíz-hasznosítás tervezésénél a többcélú, ismételt és víztakarékos felhasználásra kell törekedni. Vizsgálni kell az esetleges kísérő gázok hasznosításának lehetőségét is.

(3) Termálvízmű telepítéskor a hasznosításból kikerülő termálvizek ártalommentes elvezetéséről, elhelyezéséről, különösen visszatáplálásáról gondoskodni kell.

(4) A termálvízkút telepítése során a felszíni befogadó kiválasztásánál a környezetvédelmi szempontok mellett a vízkészlet-utánpótlási viszonyokat is figyelembe kell venni.

(5) A használati melegvíz ellátás céljából kitermelt termálvizet házi vízelosztó rendszerbe csak akkor lehet vezetni, ha az az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről szóló kormányrendeletben meghatározott minőségi követelményeknek megfelel.

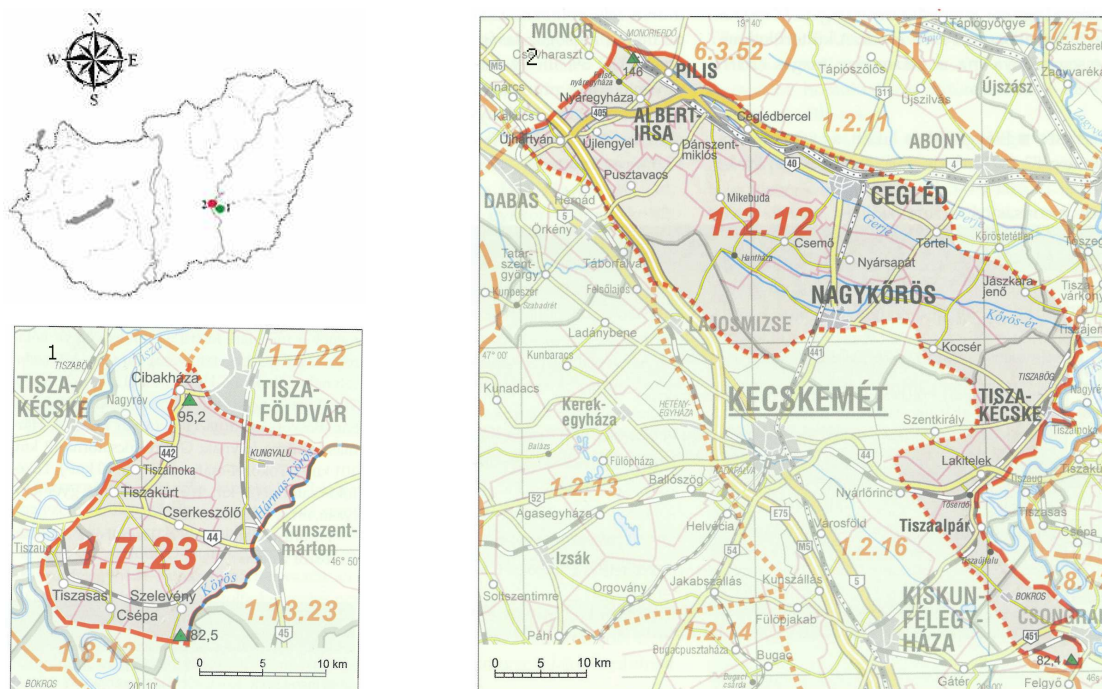
(6) Ha a termálvíz minősített ásvány- vagy gyógyvíz, akkor a szükséges vízkezelés technológiáját egyedi vizsgálatok alapján kell meghatározni. A gyógyvizet csak olyan technológiával lehet kezelni, amely a víz gyógyászati jelentős tényezőit károsan nem befolyásolja.”. Ez a kormányrendelet gyakorlatilag szintetikus összefoglalja az eddigi hévízzel kapcsolatos törekvéseket.

III. VIZSGÁLT TERÜLETEK

A használt hévíz szikkadásának részletes tanulmányozására két mintaterületet választottam ki. Döntésemben a következő kritériumokat vettem figyelembe:

- balneológiai és energetikai felhasználás egyaránt jelenjen meg (az eltérő expozíciós idő /fürdők-folyamatos, kertészetek-időszakos csurgalékvíz kibocsátás/, eltérő szennyezők miatt)
- a talajtípusok a legváltozatosabban legyenek jelen lehetőleg kis területen belül (a hatások értékelése különböző talajtípusok esetén)
- a csurgalékvíz szállítás csatornák a vizsgált szakasz egészén szigetetlenek legyenek (így a beszivárgás egyenletesnek tekinthető, a csurgalékvíz kémiai és fizikai tulajdonságai a talaj-talajvíz rendszerre hatást gyakorolnak)
- sík terület legyen, hogy a domborzat ne befolyásolja a csatornahatást (a környező területekről származó hozzáfolyás és eróziós termékek csatornába szállítódása minimális legyen)
- lehetőleg ne érintse egyéb szennyezőforrás a mintázott csatornát.

Ezen feltételeknek Cserkeszőlő (fürdő) és Tiszakécske-Kerekdomb (termálkertészet) megfeleltek (3.1. ábra). A továbbiakban ismertetem a mintaterületek általános és egyedi adottságait.



3.1. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése Magyarországon
(1. Cserkeszölő, 2. Tisza-Kecskés-Kerekdomb) (Forrás: Dövényi, 2010)

3.1 Cserkeszölő

3.1.1. Földrajzi fekvés, domborzat

Cserkeszölő a Közép-Tiszavidék középtájon belül a Nagykunság kistájcsoporthoz, azon belül is a Tiszazug kistájhoz tartozik (Marosi és Somogyi, 1990). A kistáj 82,5-95,2 m közötti tengerszint feletti magasságú, ármentes részekkel tagolt ártéri szintű tökéletes síkság, mely a Duna pleisztocén hordalékkúpsíkjára épült (Ádám et al., 2010. a). Orográfiailag komplex terület, a mintázott térszín 84 mBf magasságú, kis relatív relieffel jellemezhető síkság, mely a szabályozások előtt rendszeresen elöntött, meder-és morotvaroncsokkal fedett árterek határán helyezkedik el. A hordalékkúp szemcseösszetételi és talajvíz-kémiai tulajdonságai miatt is érdekes színfoltját adja a kutatásnak.

3.1.2. Földtani és talajtani adottságok

A Tiszazugot a felsőpannonban tó borította, mely a pleisztocén elejére töltődött fel. A pleisztocén folyamán a Duna hordalékkúpja nyúlt a kistájra, így 160-270 m vastag, főként homokos rétegekből álló üledéksor települt rá. A terület nagyobb részét a homokos löszök, infúziós löszök uralják, melyek alapanyagát keleten az Ős-Tisza rakta le, nyugatra pedig hidroaerolitok települtek (Ádám et al., 2010. b). Ezek képezik a vizsgált talajszelvények talajképző kőzetét, mely nagyban meghatározza a rajta kialakuló talajtípust. A kistájon belül 10 különböző talajváltozat fordul elő (3.1. táblázat).

3.1. táblázat: A Tiszazug kistáj talajainak típus szerinti megoszlása (Rajkai és Tóth, 2010)

Talajtípus *		A kistáj területén belüli %-os aránya	Talaj-képző kőzet	Textúra	Hasznosítás
1	humuszos homok	4	homok	homok	mezőgazdaságilag nem vagy alig hasznosítható, szőlőtermesztés
2	futóhomok	15	homok	durva homok, homok	mezőgazdaságilag nem vagy alig hasznosítható, rét, legelő, szántó, szőlő, erdő
3	alföldi mészlepedékes csernozjom	19	lössz		szántó, szőlő
4	réti csernozjom	26	lössz		rét, legelő, szántó, erdő
5	mélyben sós réti csernozjom	10	lössz		rét, legelő, szántó
6	sztyeppesedő réti szolonyec	14	lössz	vályog, agyagos vályog	rét, legelő, szántó
7	réti szolonyec	2	lössz	vályog, agyagos vályog	rét, legelő, szántó
8	szolonyeces réti talaj	2	alluviális üledék	agyagos vályog	rét, legelő, szántó
9	réti talaj	2	alluviális üledék	agyagos vályog	rét, legelő, szántó, település
10	öntés réti talaj	6	alluviális üledék	agyagos vályog	rét, legelő, szántó

* a magyar genetikus talajosztályozási rendszer szerint

A mintaterületen belül az agrotopográfiai térkép (MTA TAKI, 1979) a csatorna folyásának mentén a felső szakaszon réti csernozjom, az alsó szakaszon réti csernozjom és homok talajokat mutat. Stefanovits (1963) alapján (a felső szakaszon) korábban középkötött vályog textúrájú alföldi mészlepedékes csernozjom talaj volt jellemző. A változást előmozdíthatta a csatornába engedett hévíz folyamatos utánpótlása, ami a fennálló vízhatás miatt a talajvíz szintjének emelkedését eredményezhette, réties tulajdonságok erősödését indukálva.

A kistáj hasznosítása főként mezőgazdasági jellegű: a kedvezőbb talajadottságú területeken szántó (73,7 %), szőlő (9,9 %), erdő (2,8 %) a jellemző, a gyengébb termékenységgel bíró részekben pedig rét, legelő (9,1 %), melyet helyenként vízfelszín (0,8 %), ártér, elhagyott terület, bányaterület (0,5 %), valamint a települések belterülete (3,2 %) tagol (Becse és Mezősi, 2010). A mintázott csatorna környékén minden esetben mezőgazdasági hasznosítással, haszonnövény termesztéssel találkoztam. Ez a szituáció a csatorna talajtermékenységet befolyásoló hatásával kapcsolatban fontos vizsgálati témát szolgáltat.

3.1.3. Vízrajz

A kistáj csak kisebb vízfolyásokkal rendelkezik. A Cibakházi Holt-Tiszán kívül belvízvezető csatornák és főcsatornák, mintegy 250 km együttes hosszal alkotják felszíni vízrendszerét. A csatornahálózat fele a Tiszába, fele pedig a Hármas-Körösbe torkollik. Mindemellett a vízminőség mindkét folyó ezen szakaszán II. osztályú¹¹. A felszín lejtése csekély. A csatornába a környező területek felől érkező anyagtranszport szempontjából fontos fajlagos lefolyás értéke 0,5 l/sec.km²,

¹¹ A felszíni vizek minősítése MSZ 12749:1993 szerint: II. osztály: jó víz. Külső szennyezőanyagokkal és biológiailag hasznosítható tápanyagokkal kismértékben terhelt, mezotróf jellegű víz. A vízben oldott és lebegő, szerves és szervetlen anyagok mennyisége, valamint az oxigénháztartás jellemzőinek évszakos és napszakos változása az életfeltételeket nem rontja. A vízi szervezetek fajgazdasága nagy, egyed-számuk kicsi, beleértve a mikroorganizmusokat. A víz természetes szagú és színű. Szennyvízbaktérium igen kevés.

ugyanaz csapadékhányadban kifejezve 3 %, ami alacsonynak tekinthető. Így a terület gyér lefolyású, emellett erősen vízhiányos és száraz. Ezt támasztja alá, hogy a csapadék mennyisége 150 mm-rel alatta marad a potenciális párolgás értékének évente. A talajvíz mélységét (4-6 m) is részben ez befolyásolja. Kémiai jellegét tekintve a talajvíz Ca-Mg-HCO₃-os. Ebből a jellegből adódik, hogy a talajvízben a Ca- és Mg-sók mennyiségét jellemző értékszám (nk^{o12}) helyenként meghaladja a 45 nk^o-ot. Cserkeszőlőn 82 °C hőmérsékletű, nátrium-kloridos, jódos, brómos ásványvizet termelnek ki (Somogyi, 2010). Tehát a mélységi, felszín alatti vizek kémiai karakterisztikája eltér a talajvízétől, ami a Na⁺ dominanciájában és eltérő anionok megjelenésében mutatkozik meg.

3.1.4. Éghajlat

A kistáj a mérsékelt meleg-száraz és a meleg-száraz éghajlati övek határán fekszik. Az utóbbi évtizedekben a meleg-száraz éghajlat felé mozdult el a klíma, amit a Marosi és Somogyi (1990) által közölt és az Ambrózy és Konkolyiné (2010) szerinti ariditási index összevetése után megállapítható növekedés (1,28-1,33 – 1,34-1,38) és éves csapadékmennyiség-csökkenés (530-550 mm – 500-520 mm) is jelez. Az évi középhőmérséklet 10,2-10,4 °C. A napsütéses órák száma 2020-2030 évente. Leggyakoribb széliránya É-i és É-Ny-i, átlagosan 3 m/s szélsébséggel. Mindezen tényezők kedveznek a párolgásnak, ami a rendkívül kevés és szeszélyes eloszlású csapadékkal együtt a talaj sófelhalmozódási folyamatainak kedvez.

3.1.5. Vegetáció

A Tiszántúli flórajárásba (Crisicum) tartozó kistáj (Marosi és Somogyi, 1990) klímazonális vegetációja a kontinentális erdőszytyep. A terület homoktalajain a homoki tölgyesek és sztyeprétek, csernozjomain a tatárjuharos tölgyesek és a löszpusztarétek voltak jellemzőek (Király et al., 2010). Az erdészeti művelt területeken jelenleg elsődlegesen keménylombos erdők találhatók. A mintaterületen a csatorna környékén és a hűtő közelében nádas-gyékényes, zsiókás vegetáció található. A szigorú értelemben vett vizsgálati területen a természetes lágyszárú vegetáció nem található meg. A kistáj kedvező termőhelyi adottságai miatt ennek helyét mára már szántók, néhol természetközeli, másodlagos élőhelyek vették át. Jelenleg a mintaterületen a telepített haszonnövények a meghatározóak, ezért ezek fajtái és eloszlása is kiemelt fontossággal bír. A mezőgazdaságilag művelt területek fő haszonnövényei a búza (20-30 q/ha), az őszi árpa (15-35 q/ha), a kukorica (25-50 q/ha) és a cukorrépa (150-400 q/ha) (Marosi és Somogyi, 1990). A homoktalajokon a napsütéses órák magas száma és a talaj nagyobb albedója megfelelő fényviszonyokat szolgáltat a jó cukorfokú szőlők termesztéséhez. A felhagyott területeken gyomtársulások kezdik visszafoglalni az életteret.



3.1.6. Cserkeszőlő egyedi adottságai

Az északi szélesség 46° 51', keleti hosszúság 20° 12' földrajzi koordináták metszéspontjában, a Tisza és a Körös folyók között található a 83-84 m tengerszint feletti magasságnál fekvő, 3059 ha területű Cserkeszőlő (Földhivatal honlapja). Ez a 2267 lelket számláló község a

¹²nk^o: német keménységi fok: 1 német keménységi fokkal rendelkezik az a víz, melynek 1 litere 10 mg CaO-dal egyenértékű keménységet okozó Ca- és/vagy Mg-sót tartalmaz. 8 nk^o alatt lágy vízről, 8-18 nk^o között közepesen kemény vízről, 18 nk^o felett kemény vízről beszélünk.

Tiszazug idegenforgalmi központja, kedvelt üdülőhely. A településen 1952 óta működik strand-fürdő, melynek vizét két gyógyvizes kút (telepítés éve₁: 1938, talpmélység₁: 2311 m, T₁: 82 °C; telepítés éve₂: 1975, talpmélység₂: 1159 m, T₂: 67 °C) és 3 hideg vizes kút szolgáltatja. 2003-ban új termálkút létesült, mert az eredeti kút rekonstrukciója már a modern technika eszközeivel sem volt lehetséges. A kútból kitermelt hévíz az „őskút” vizének tulajdonságait hordozza, s már gyógyvízzé nyilvánítása is megtörtént. Ezen kutak kevert vize jut tehát ki a természetbe, s szivárogo be a talajba. A fürdő területéről kilépve a használt hévíz zárt csőrendszeren keresztül áramlik, a település határán kívül a zárt csatornából nyílt földcsatornába ömlik, melynek teljes hosszában, mintegy 9,5 km-es szakaszon történik a használt hévíz szikkadása. A hűtő szerepét egy eredetileg szikes területen fekvő természetes tó („Fertő”) látja el (3.1. kép). A használt hévíz a további csatornaszakaszokon keresztül végül a Körösbe jut. A mintaterületen a hasznosítás mezőgazdasági, a csatornák közvetlen közelében búza és kukorica található. A „Fertő” környékén legelő és kaszálórét a jellemző.



3.1. kép: A cserkeszölői mintaterület termálvíz hűtőtava

3.2 Tisza-Écske-Kerekdomb

3.2.1. Földrajzi fekvés, domborzat

A település a Duna-Tisza közti síkvidék középtáján, ezen belül is a Pilis-Alpári-homokhát kistáj DK-i részén található. 87-88 m közötti tengerszint feletti magasságon fekszik. Felszíne kis relatív relieffel (2-4 m/km²) jellemezhető, enyhén hullámos síkság (Marosi és Somogyi, 1990). Az egykori, Duna által lerakott hordalékkúp főként eolikus homokkal fedett. A laposokban különböző, vizet át nem eresztő üledékek (agyag, mészsíap, iszapos lösz) találhatóak (Pécsi, 1967). Horizontálisan gyengén szabdaltnak, a hosszanti vízvezető laposok Ny-ÉNy-KDK irányúak.

3.2.2. Földtani és talajtani adottságok

A felszín közel 2/3-át pleisztocén, a DNy-i és DK-i részen holocén, általában 0,1-0,2 mm átmérőjű, osztályozott futóhomok fed. Vastagsága igen eltérő (1-10 m), Ny-i irányba növekvő,

gyakran lösziszapos rétegekkel tagolt. Ezekben a felszíneken nyers homok, ill. kötött homoktalajok jöttek létre. Mozaikszerűen az alacsony árterekhez és a mély fekvésű laposokhoz kapcsolódva agyagos ill. szikes területek azonosíthatók. Ez a rétegsor a mintaterület környékén pleisztocén hordalékkúp-anyagra rakódott (Marosi és Somogyi, 1990).

A kistáj 12 talajtípusából a homokon képződött talajok az összterület kb. 80 %-át teszik ki (3.2. táblázat).

3.2. táblázat: A Pilis-Alpári-homokhát kistáj talajainak típus szerinti megoszlása (Rajkai és Tóth, 2010)

Talajtípus *		%-os aránya a kistáj területén belül	Talajképző közet	Hasznosítás
1	futóhomok	12	homok	rét, legelő, szántó, szőlő, erdő
2	humuszos homok	40	homok	rét, legelő, szántó, szőlő, erdő
3	barnaföldek	7	homok	erdő, szántó
4	csernozjom jellegű homoktalajok	1	homok	rét, legelő, szántó, erdő
5	réti talajok	21	homok, lösz	rét, legelő, szántó, erdő
6	lápos réti talajok	2	homok	rét, legelő, szántó
7	réti csernozjom	4	lössz	rét, legelő, szántó, erdő
8	mélyben sós réti csernozjom	5	lössz	rét, legelő, szántó, erdő
9	szoloncsák-szolonyec	2	lössz	szikes rétek, természetvédelmi területek, rét, legelő, szántó, erdő
10	réti szolonyec	3	lössz	szikes rétek, természetvédelmi területek, rét, legelő, szántó
11	sztyeppesedő réti szolonyec	1	lössz	szikes rétek, természetvédelmi területek, rét, legelő
12	szolonyeces réti talajok	2	homok	szikes rétek, természetvédelmi területek, rét, legelő, szántó

* a magyar genetikus talajosztályozási rendszer szerint

Stefanovits (1963) a mintázott területen homokos textúrával rendelkező csernozjom jellegű homoktalajt ír le, mely a homokhátakon jelentkező humuszosodási folyamatok kapcsán alakul ki. Ennek köszönhetően a humusz összefogja a homokszemcséket, vastag humuszos réteg kialakulását eredményezve, s a mész csak a mélyebb rétegekre lesz jellemző.

A területet - hasznosítást tekintve - főleg szántó (52,3 %) és erdő (24,8 %) borítja. Emellett megjelenik még a rét, legelő (9 %), szőlő (5,8 %), kert (2,1 %) is. A beépített belterület az összterület 5,1 %-át, a vízfelszín 0,5 %-át teszi ki. A fennmaradó 0,4 % ártér, elhagyott terület és bányaterület (Marosi és Somogyi, 1990).

3.2.3. Vízrajz

A kistajat számos vízfolyás keresztezi, melyek a DK-i lejtés miatt szinte mind a Tiszába futnak. A terület gyér lefolyású, erősen vízhiányos, száraz. Árvizek ritkán jelentkeznek, az időszakos belvizek levezetésére 300 km hosszú csatornahálózat áll rendelkezésre. Így a vizek levonulási útvonala és ideje is megrövidült, a mezőgazdasági művelést nem akadályozzák. A terület felszíni vizeinek minősége a II. kategóriába sorolható. Időszakos vizei gazdagok mészkőben és Na-sókban. A talajvíztükör mélysége a terület legnagyobb részén nem éri el a 2 m-t (Marosi & Somogyi, 1990). Az átlagos talajvízállás nedves és száraz évszázadtól függően természetesen változik,

homoktalajok esetén nagyobb mértékben is. Kémiai típusát tekintve a talajvíz Ca-Mg-HCO₃-os (Somogyi, 2010). Néhol a Na⁺ értéke jóval meghaladja a Ca²⁺ és Mg²⁺ együttes értékét (Na-HCO₃-os típus) (Somogyi, 1967). A talajvíz átlagban 900 mg/l összes só tartalmaz, keménysége 15-25 nk° között változik. A helyenként megnövekvő só tartalom és Na⁺-tartalom miatt a szikes jelleg tükröződik a talajvízben, ami mélyben sós talajok kialakulásához vezethet. A mélységi rétegek durva homokos, kavicsos, jó vízvezető és víztározó tulajdonsága miatt kiemelkedő vízhozamok érhetők el az artézi kutakban, melyek a vízellátás mellett helyenként az öntözést is szolgálják. A kistáj számos hévízkútja közül a ceglédi 68 °C-os, a lakiteleki 57 °C-os, a tiszakécskei pedig 63 °C-os termásvizet ad. Ezek a megfűrt rétegbe zárt vizek sajátosságaitól függően Na-Cl-os vagy Na-HCO₃-os jellegűek, de a Na⁺-dominanciájuk egyértelmű. A Tiszakécske melletti Kerekdomb vize ásványvíz. Ezen a mintaterületen a csatornában szikkadó használt hévíz esetén a Na⁺-hatás vizsgálata mind a talaj, mind pedig a talajvíz tekintetében fontosnak mutatkozik.

3.2.4. Éghajlat

A kistáj jelentős É-D-i irányú kiterjedése miatt éghajlatilag övezetekre bontható. A mintaterület klímája a meleg, mérsékelt száraz, forró nyarú körzetbe tartozik (Péczy, 1967). Ariditási indexe 1,32-1,36 (Ambrózy és Konkoly, 2010). Napfényben gazdag kistáj, az évi napsütéses órák száma 2070 körül alakul (Marosi és Somogyi 1990). Az évi középhőmérséklet 10,5 °C. Az csapadékösszeg 1990-ben 550 mm volt (Marosi és Somogyi, 1990), 2010-re 530 mm-re csökkent. Vízellátottsága a gyorsan kiszáradó talaj, a kevés csapadék és a forró nyár miatt (hőmérsékleti max: 34,0 °C) nagyon kedvezőtlen. Az évi átlagos vízhiány 150 mm. A homoktalaj és a kopár felszínnek alacsony mértékű párologtatása miatt a levegő páratartalma igen alacsony (Péczy, 1967), sőt a relatív nedvesség értékei országos szinten itt a legalacsonyabbak. Az uralkodó ÉNy-i szélirány ősszel K-i DK-i-re vált. Az átlagos szélesség 2,5 m/s körüli. A gyorsan kiszáradó homoktalaj miatt gyakoriak a homokverések, főként tavasszal, melyek a mezőgazdasági kultúrákban károkat okozhatnak. A meleg, száraz éghajlat csak a kisebb vízigényű növények termesztésének kedvez (Ambrózy és Konkoly, 2010).

3.2.5. Vegetáció

A mintaterület szántókkal, kertgazdaságokkal, rétekkel és legelőkkel tarkított homoki kultúrtáj, melynek nagyobb buckarendszerei még őrzik az ősi flóraelemeket (Simon, 1967). Itt még megtalálhatók a pusztai erdők és homokpusztai gyepek erdős-sztyepp maradványai. Természetes növénytakarója alapján az Alföld flóraidék (Eupannonicum) Duna-Tisza közti flórajárásába (Praematrix) sorolódó kistáj elterjedtebb potenciális erdőtársulásai a pusztai tölgyesek (*Festuca-Quercetum roboris*), a gyöngyvirágos tölgyesek (*Convallario-Quercetum roboris*), a sziki tölgyesek (*Festuca Pseudovinae-Quercetum roboris*) valamint a tatárjuharos tölgyesek (*Aceri tatarico-Quercetum pubescenti roboris*) (Marosi és Somogyi, 1990). Az erdőszetileg hasznosított területeken a keménylombú és fenyőerdők a jellemzőek. A terület főbb bennszülött lágyszárú fajai a homoki kikerics (*Colchicum autumnale*), a medvetalp (*Heracleum sphondylium*), a homoki vértő (*Onisma arenaria*), a kései szegfű (*Dianthus serotinus*), az őszi-rózsa (*Aster punctata*), az árvalányhaj (*Stipa pennata*). Az idők során a mezőgazdasági területe-

ket kiterjesztendő erdőirtásokat és lecsapolási munkálatokat végeztek. A nagymértékű antropogén behatás a növényzet és a homok harcában az utóbbit segítette, akaratlanul is utat engedve a másodlagos homokpuszták létrejöttének, melyekre az eredeti homokpusztai flóra újra benyomult, s elindult a szukcessziós folyamat. A mezőgazdasági hasznosítás alá vont területen jelenleg őszi árpát (25-30 q/ha), kukoricát (25-50 q/ha), silókukoricát (150-250 q/ha), lucernát (30-50 q/ha) és takarmányrépát (400-600 q/ha) termesztnek (Marosi és Somogyi, 1990).



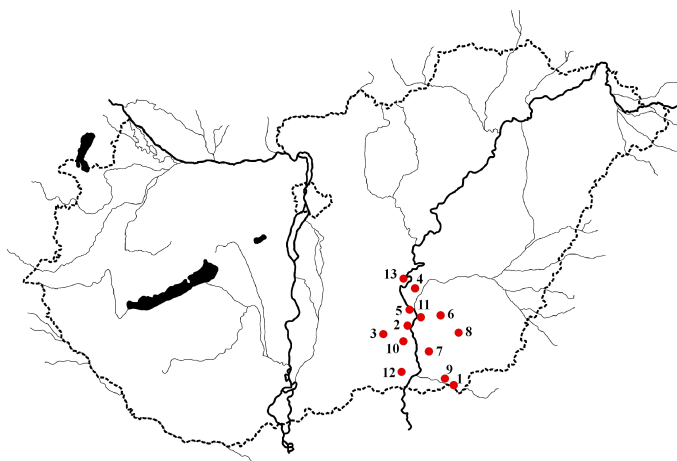
3.2.6. Tiszakécske - Kerekdomb egyedi adottságai

A település az északi szélesség 46° 55' és a keleti hosszúság 20° 05' koordináták metszéspontjában található, 84-87 m tengerszint feletti magasságban, a Tisza egyik kanyarulatában. 13327 ha-os területén 11902 fő él (Földhivatal honlapja). Az 1950-ben, Ó- és Újkécske egyesülésével létrejött település Tiszakécske néven 1986-ban emelkedett városi rangra. A település fejlődését is meghatározó Tisza 22,5 km hosszan határolja a várost. Déli részén található a Holt-Tisza, mely 200 éve természetes lefűződéssel keletkezett, és ma a Közép-Tisza tájvédelmi körzet részét képezi. Mind Tiszakécskén, mind pedig a hozzá agglomerációval kapcsolódott Kerekdombon található termálfürdő (Tiszakécske honlapja). Kerekdombon a pleisztocén korú rétegből kitermelt gyógyvíz Na-HCO₃-os kémiai jelleggel bír (Cserny, 2008). A kedvező hévíz-adottságokat nemcsak a termálfürdők, hanem a térségben igen elterjedt kertészeti telepek is felhasználják, energetikai célra. A Tiszakécske-Kerekdombon vizsgált kertészeti telep fóliasátrait a 2000-ben telepített 987 m talpmélységű, 56 °C hőmérsékletű hévizet adó kút segítségével fűti. A Tisza magas árterén fekszik, talaja humuszos homok kategóriába sorolható. Az energetikailag hasznosított lehűlt termálvizet földalatti zárt csőrendszeren keresztül engedik bele a nyílt, szigetelés nélküli földmedrű csatornába, ami az Ankalaposi-csatornába vezet. Onnan a víz a Párhuzamos-csatornába, végül a Tiszába kerül. Így a használt hévíz a csatornába bocsátási ponttól a befogadó folyóig mintegy 6,7 km-nyi utat tesz meg, s mindeközben a csatornák szigeteletlen volta miatt folyamatosan be is szivárog a talajba.

IV. MÓDSZEREK

4.1. Mintavételi módszerek

A dél-alföldi termálvizek jellemző szennyezőit 25 db olyan termálvíz felhasználó létesítmény talajtani, talajvíz, termálvíz és felszíni víz adatainak (2003-2008) feldolgozásával állapítottam meg, amelyek kitermelt, majd felhasznált hévízüket szigeteetlen földmedrű csatornán keresztül természetes vizekbe, folyókba engedik. A feldolgozott környezeti felülvizsgálati és talajtani szakvélemények adatait a Szmektit Bt. (Szeged) bocsátotta a rendelkezésemre. A mintaterületek között megtalálható termálkertészet és termálfürdő, valamint fűtési célból hévizet felhasználó kórház és középület is (4.1. ábra).



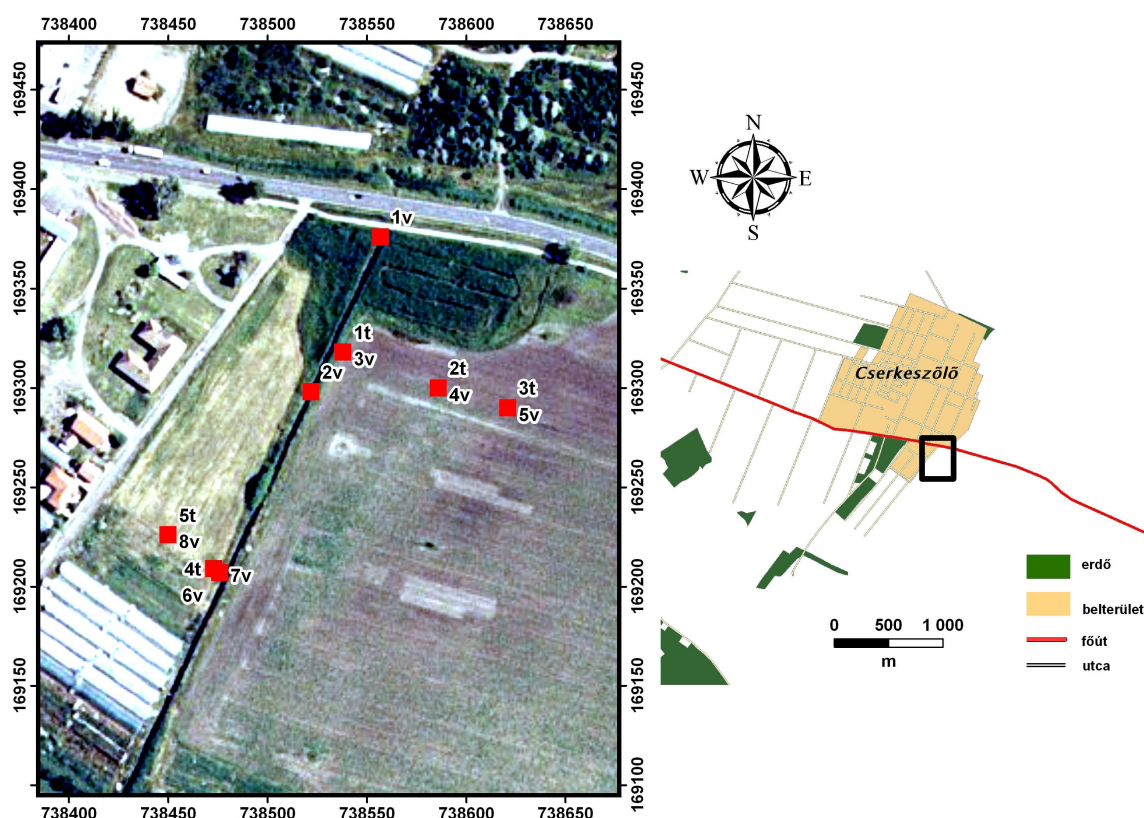
Mintaterület helye	Mintaterületek száma	Fürdő	Kertészet	Egyéb
1 Apátfalva	1		1	
2 Csanytelek	1		1	
3 Csengele	2		2	
4 Cserkeszőlő	1	1		
5 Csongrád	3	1	2	
6 Fábiansebestyén	1		1	
7 Hódmezővásárhely	3	1	1	1
8 Kakasszék	1		1	
9 Makó	1			1
10 Ópusztaszer	2		2	
11 Szentes	7		7	
12 Szikszófürdő	1	1		
13 Tiszakécske	1		1	

4.1. ábra: A mintaterületek térbeli elhelyezkedése és jegyzéke

Az összehasonlíthatóság kedvéért a mintavételi séma minden telepen azonos volt. Termálvíz minta vételére a kútból történő közvetlen kifolyásnál került sor. A felszíni víz mintára vonatkozó információkat a már használt termálvíz földmedrű csatornába folyásához legközelebb eső mintavételi pont adataiból nyertem. Eme pont mellett vett furat talajvízéből és közvetlenül a talajvízszint feletti talajmintáiból történt a talajvíz és talajparaméterek laboratóriumi meghatározása.

A részletesebb vizsgálatra kiválasztott két mintaterületen a mintavételi pontok helyének megválasztásakor az érintett csatornák hatásának térbeli lehatárolása, vertikális és horizontális kiterjedésének meghatározása volt a cél. Tehát a csatorna különböző szakaszain, s a medertől egyre távolodva is vettem mintákat. A termálvíz összes oldott só- és iontartalmában, valamint kémiai paramétereiben megmutatkozó változások nyomon követésére a csatorna folyásirányának mentén több mintát vettem, ezek mellett pedig talaj- és talajvíz mintákat gyűjtöttem be. A mintaterületeken a talajtípusok változatosan jelennek meg. A mintapontok ezt a sokféleséget is tükrözik, hogy a talajtípus-különbségekből adódó, szikkadás hatására bekövetkező változások jellegzetességei összehasonlíthatók legyenek. A mintavétel során a használt hévíz, a csatornában folyó víz, a talajvíz illetve a talaj vizsgálatára került sor. A mintavételi tervek a 4.2. és a 4.3. ábrán láthatók, a mintapontok koordinátái és a mintajellemzés pedig a 4.1. és 4.2. táblázatban olvashatók.

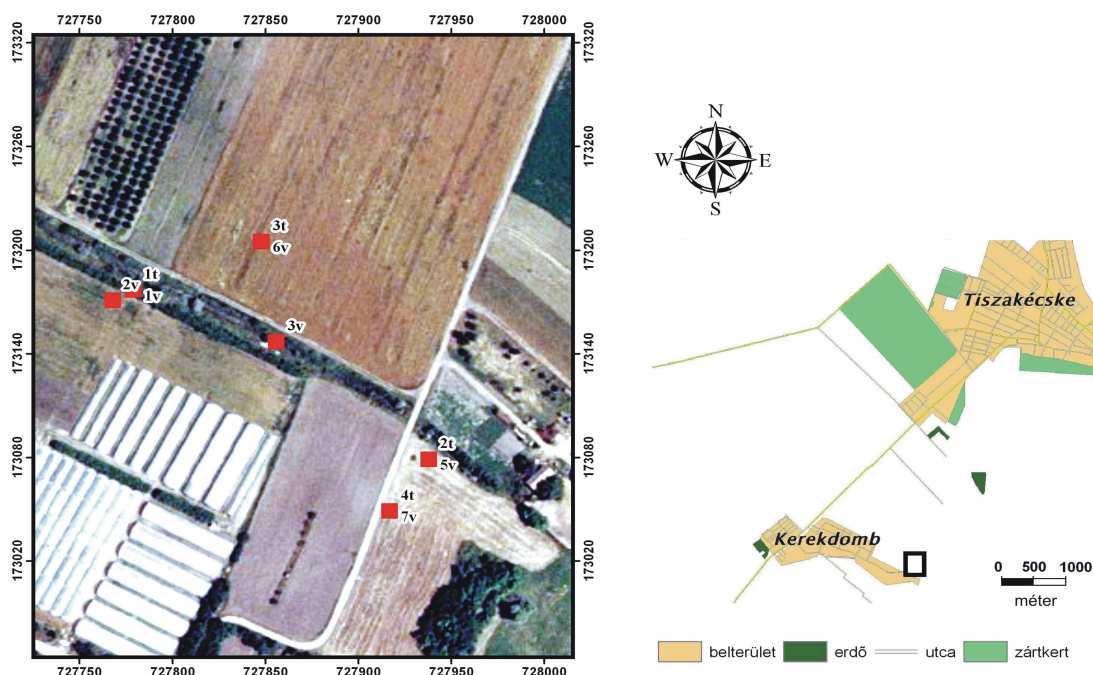
A talajfuratok mélyítése a talajvízig Eijkelkamp spirál talajfúró segítségével történt. A furatok talaját 20 cm-enként mintáztam. Cserkeszőlőn az 1 t és 4 t mintapontokon 50 cm mélységből Eijkelkamp bolygatatlan talajmintavevő segítségével a szivárgási tényező, összporozítás és térfogattömeg meghatározása céljából szállítottam mintákat a laborba. A talajvízből a nyugalmi vízszint beállta után mintát vettem (1. melléklet). Mindkét mintaterület esetén szintezés történt a talajvíz áramlásával összefüggő szikkadási sajátosságok modellezése érdekében. A pontos helymeghatározást több GPS készülék (Magellán explorist 200) együttes használatával értem el. A terepi tapasztalatokat és a helyszínen mért adatokat összefoglaló vizsgálati jegyzőkönyveket a 2. melléklet tartalmazza.



4.2. ábra: A cserkeszőlői vizsgált terület mintapontjainak elhelyezkedése

4.1. táblázat: A cserkeszőlői mintapontok térbeli elhelyezkedése és jellemzése

Minta-szám	EOV koordiná-ták		Leírás
	X	Y	
1 v	738557	169376	termálvíz a földcsatornába folyáskor
2 v	738522	169298	a földcsatorna vize (használt termálvíz), a befolyási ponttól 75 m-re
1t, 3 v	738538	169318	talajfurat a csatornától 10 m-re, a befolyási ponttól 75 m-re, és a hozzá tartozó talajvíz
2 t, 4 v	738586	169300	talajfurat a csatornától 35 m-re, és a hozzá tartozó talajvíz
3 t, 5 v	738621	169290	talajfurat a csatornától 60 m-re (kontroll), és a hozzá tartozó talajvíz
4 t, 6 v	738473	169209	talajfurat a csatornától 10 m-re, a befolyási ponttól 360 m-re, és a hozzá tartozó talajvíz
7 v	738476	169207	termálvíz a földcsatornából, a befolyási ponttól 360 m-re
5 t, 8 v	738450	169226	talajfurat a csatornától 30 m-re (kontroll), és a hozzá tartozó talajvíz



4.3. ábra: A tiszakécske-kerekdombi vizsgált terület mintapontjainak elhelyezkedése

4.2. táblázat: A tiszakécske-kerekdombi mintapontok térbeli elhelyezkedése és jellemzése

Minta- szám	EOV koordináták		Leírás
	X	Y	
1 t, 1 v	727779	173177	talajfurat a csatornától 5 m-re, a termálvíz befolyás alatt és a hozzá tartozó talajvíz
2 v	727768	173171	termálvíz a kút csapjáról
3 v	727856	173147	felszíni víz az Ankalaposi-csatornából középső folyásnál
2 t, 5 v	727938	173079	talajfurat a csatornától 10 m-re és a hozzá tartozó talajvíz
3 t, 6 v	727848	173205	talajfurat a csatornamedertől 50 m-re (kontroll), a befolyási ponttól 45 m-re, és a hozzá tartozó talajvíz
4 t, 7 v	727917	173049	talajfurat a csatornamedertől 50 m-re (kontroll), és a hozzá tartozó talajvíz

4.2. Laboratóriumi mérési módszerek

A Szmektit Bt. által készített felülvizsgálati és talajtani szakvélemények általam is felhasznált mérési eredményeit a Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszékének akkreditált laboratóriuma szolgáltatta. A terepen vett víz- és talajmintákból a 4.3. táblázatban látható paraméterek mérése valósult meg.

A kapott adatok minimum, maximum, átlag és szórás értékeit számoltam, majd összevetettem a hatályos határértékekkel. A jogszabályokkal való összehasonlításhoz az alapot termálvizek esetében a 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet és a 9/2002. (III. 22.) KöM-KöViM együttes rendelet, illetve annak 219/2004. (VII. 21.) kormányrendeletben meghatározott módosítása adja meg 1. számú mellékletében. A talajra és talajvízre kiszabott határértékekről a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet ad felvilágosítást. Ezek alapján meghatároztam, hogy mely vizsgált elem haladta meg a rá vonatkozó határértéket, s hogy ezek az esetek a vizsgált esetek hány %-át tették ki. Így az adott szennyezés gyakorisága megadható volt. Az esetek 50%-át meghaladó határérték-túllépést mutató komponenseket tekintettem jellemző szennyezőknek.

4.3. táblázat: A dél-alföldi minták laboratóriumi méréseinek katalógusa az elemzett felülvizsgálati és talajtani szakvélemények adatai alapján

Termálvíz	Felszíni víz	Talajvíz	Talaj
pH	pH	pH	pH (H ₂ O)
Összes só	Összes só	Összes só	Összes só
NH ₄ ⁺ -N	NH ₄ ⁺ -N	NH ₄	NH ₄ -N
NO ₃ ⁻ -N	NO ₃	NO ₃	NO ₃ -N
Fenol index	Fenol index	Fenol index	Fenol index
Összes Mn	Összes Mn	Összes fenol	Humusztartalom
Vas	Vas		Szódalúgosság
KOI	KOI		CaCO ₃ tartalom
Összes As	Összes As	Összes As	Összes As
Összes Cd	Összes Cd	Összes Cd	Összes Cd
Összes Co	Összes Co	Összes Co	Összes Co
Összes Cr	Összes Cr	Összes Cr	Összes Cr
Összes Cu	Összes Cu	Összes Cu	Összes Cu
Összes Hg	Összes Hg	Összes Hg	Összes Hg
Összes Ni	Összes Ni	Összes Ni	Összes Ni
	Összes P	Összes P	
Összes Pb	Összes Pb	Összes Pb	Összes Pb
Összes Zn	Összes Zn	Összes Zn	Összes Zn
		SO ₄	
Szulfidok (össz. S - SO ₄ ⁻ - S)	Szulfidok (össz. S - SO ₄ ⁻ - S)	S	S-érték
PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻	PO ₄ ³⁻	
Na %	Na%	Na %	

A két kiválasztott vizsgálati területről származó minták teljes laboratóriumi elemzését magam végeztem. A talajminta előkészítés kezdő lépéseként huzatmentes laboratóriumban hét nap alatt légszárazra száradtak a talajminták. Eltávolítottam belőlük a növényi és rovarmaradványokat, majd dörzsmozsárban felaprítottam őket. Végül 2 mm-es lyukbőségű szitán átszitáltam a szemcséket. A talajvíz és termálvíz mintákat hűtve tároltam 5 °C-on, s a méréseket a laborba szállítást követő néhány napon belül végrehajtottam. A minta-előkészítés után a cserkeszőlői és tiszakécske-kerekdombi vizsgálati területről származó mintákból a 4.4. táblázatban olvasható paraméterek laboratóriumi vizsgálatára került sor. Az alapvizsgálati paramétereken (pH, humusztartalom, Arany-féle kötöttség, összes sótartalom, karbonáttartalom) túl a sófelhalmozódásról és szikesedésről információt nyújtó jellemzők, valamint a vízgazdálkodási és vízvezető képességre vonatkozó paraméterek meghatározása történt meg.

A humuszvizsgálathoz valamint a kation és anion összetétel vizsgálatához szükséges kivonatok elkészítéséhez a talaj kimérése Precisa 205 ASCS analitikai mérlegen történt. A talajkivonatokat TEHTNICA 403 EVT horizontális körforgó rázógéppel készítettem elő. Ezután 4 µm-es lyukátmérőjű Filtrak szűrőpapíron átszűrtem. Az ionprofilok ábrázolásához az anion és kation összetételt 1:5 arányú desztillált vizes kivonatból mértem. A kation összetételt 1:20 arányú ammóniumlaktátos talajkivonatból (MSZ 20135:1999 4.1.3., 4.2.1) is meghatároztam AAS-sel. A vízminták kation és anion összetételének mérési eredményeiből szikesedési indikátorokat (SAR, Na %, szóda egyenérték, Mg%) számoltam. A talaj ionösszetételéből a SAR-érték, Na_s%, Mg_s% és a sófelhalmozódás típusa is megállapítható. A szulfáttartalmat Helios Gamma UV-VIS spektrofotométerrel mértem meg Wieslaw Ewa Krawczyk (1997) által publikált mérési metódus alapján.

4.4. táblázat: A cserkeszőlői és tiszakécske-kerekdombi minták laboratóriumi méréseinek katalógusa

Vízminták	Talajminták	Szabványok	Műszertípus és Mérési technika
pH	pH (H ₂ O)	MSZ-08-0206-2:1978 2.1., MSZ 21470-2:1981 5	WTW inoLab pH 720
Összes sótartalom (EC)	Összes sótartalom (EC)	MSZ-08-0206-2:1978 2.4	OK-104 Konduktométer
kation összetétel (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺)	kation összetétel (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺)	K ⁺ : MSZ 20135:1999. 4.1., 4.2., 5.3., 6., Na ⁺ : MSZ-08-0213-1:1978 2.1.3, MSZ-08-0213-2:1978 1.8, Ca ²⁺ : MSZ-08-0213-1:1978 2.1.3., MSZ-08-0213-2:1978 1.6.1, Mg ²⁺ : MSZ-08-0213-1:1978 2.1.3., MSZ-08-0213-2:1978 1.7.1	Perkin Elmer 3110 típusú Atomabszorpciós és Emisziós Lángfotométer (AAS) és Perkin Elmer Optima 7000 DV típusú Induktív Csatlósú Plazma Optikai Emisziós Spektrométer (ICP)
anion összetétel (Cl ⁻ , HCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻ , SO ₄ ²⁻)	anion összetétel (Cl ⁻ , HCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻ , SO ₄ ²⁻)	CO ₃ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ : MSZ 448-11:1986, Cl ⁻ : MSZ 448-15:1982, SO ₄ ²⁻ : Wiesława Ewa Krawczyk (1997)	Kézi titrálás, Helios Gamma UV-VIS Spektrofotométer
Na% (számolt)	Na _s % (számolt)		
SAR-érték (számolt)	SAR-érték (számolt)		
	Mésztartalom	MSZ-08-0206-2:1978 2.1	Scheibler-féle kalciméter
	Szóda tartalom	MSZ-08-0206-2:1978 2.3	Kézi Titrálás
	Humusz koncentráció	MSZ 21470-52:1983 2.	Helios Gamma UV-VIS spektrofotométer
	Textúra	MSZ-08-0205:1978 3., 5.1., 5.2	Arany-féle kötöttség, Pipettás módszer
	Porozitás	MSZ-08-0205:1978 16.1.	Csökkenő víznyomás módszerével
	Térfogattömeg	MSZ-08-0205:1978 8.	Gravimetria

A talaj textúrájának meghatározása Arany-féle kötöttséggel (fonalpróba) történt. Mivel e vizsgálat eredményei nagy humusztartalmú, nagy Na⁺-tartalmú és homoktalajok esetén fenntartással kezelendők, néhány problémás minta esetén ellenőrzésként más módszereket is alkalmaztam. A nagyrészt finom frakcióval jellemezhető talajmintákat pipettás módszerrel mértem meg, majd szerkesztettem a szemcseösszetételi görbéket. A különböző mérettartományú szemcsefrakciók pontos tömeg%-os értékei alapján a mintákat a háromszögdiagram segítségével talajtextúra-oszályokba soroltam be. A homoktalajok esetén Endecotts Minor szitarázógépet alkalmaztam a különböző durva méretfrakciók elkülönítésére. Az eredmények a 3. mellékletben olvashatók. A talajok térfogattömegét a mintavevő gyűrű térfogatának ismeretében és a bolygatatlan talajminta (105 °C-on szárított) légszáraz tömegének gravimetriás mérését követően számoltam. A szivárgási tényező mérése átszivárgásmérő műszerrel, csökkenő víznyomás módszerével laboratóriumban, szintén bolygatatlan talajmintából történt. Kiszámításához a Darcy-törvényt használtam fel. A differenciált pórustérfogat és az egyéb fontos vízgazdálkodási paraméterek (DV-diszponibilis vízkészlet, HV- holtvíz tartalom) meghatározásához a pedotranszfer függvényeket alkalmaztam. A talajok fizikai tulajdonságainak mérésén túl a talajok színét is

megállapítottam mind száraz, mind pedig nedves állapotban vizuális színösszehasonlítás által a Munsell-féle színskála alapján.

A talaj pufferképességének egyik fontos eleme a káros anyag tompító képesség. A talaj a káros anyagokat adszorbeáló képességénél fogva megköti/immobilizálja. A különböző anyagok adszorpciós affinitása és a talajok adszorpciós képessége az adszorpciós izotermákkal jellemezhető legjobban, amelyek adott hőmérsékleten a vizsgált komponens talajon megkötött mennyisége és egyensúlyi oldatkonzentrációja közötti kapcsolatot adják meg (Szegevári et al., 2003). A fizikai talajdegradáció és szikesedés szempontjából a megkötött Na^+ mennyisége bír kiemelt jelentőséggel. A Na^+ -adszorpcióra vonatkozó modellkísérlet során 100 ml térfogatú (V), 200, 400, 500, 600, 800, 1000 mg/l koncentrációjú (c_0) NaCl-oldattal kezeltem a szintenként kiválasztott, csatornaközelben vett talajminták 5 g-ját (m). Az így keletkezett szuszpenziókat 3 órán keresztül rázatással homogenizáltam, ezalatt beállt a talaj és a kísérleti oldat közötti adszorpciós egyensúly. Ezt követően a két fázis szétválasztása szűréssel történt. Az így kapott szűrlet koncentrációja az egyensúlyi oldatkonzentráció (c_e). Ezen adatok ismeretében számoltam az egységnyi talajtömegre jutó adszorbeált Na^+ mennyiségét (q) a 4.1 képlet alapján (Filep és Fülek, 1999).

$$q = (V / m) * (c_0 - c_e) \quad (4.1)$$

Az adszorpciós izotermák felvételéhez az egyensúlyi oldat mért Na^+ koncentrációját (c_e) ábrázoltam az egységnyi talajon megkötött számolt Na^+ mennyiségének (q) függvényében. Az ábrázoláskor a c_e és q mennyiségek rendre mg/l és mg/kg mértékegységekkel szerepelnek. Ennek az oka, hogy az adszorpciós izotermák bármilyen töltésű ionokra vonatkoztatva mérhetők és szerkeszthetők, s a mg/l-re való átszámításkor a töltésszámok módosító hatásától szabadulunk meg. Kiszámításakor a mg/l vagy mg/kg mértékegységben megadott adatot elosztjuk az ion egyenértéksúlyával (egyenértéksúly = molekulatömeg/vegyérték), jelen esetben 23-mal. Az így kapott pontokra módosított Langmuir izotermákat illesztettem, melyek egyenletét a 4.2 képlet mutatja.

$$Q = \left[\frac{a * k * c_e}{1 + k * c_e} \right] - e \quad (4.2)$$

Az egyenletben „a” a szilárd fázis telítési felületi koncentrációját, „k” az adszorpciós egyensúlyi állandót, „ c_e ” az egyensúlyi koncentrációt a folyadék fázisban, „e” a szilárd fázis felületén eredetileg kötött koncentrációt jelenti (Czinkota, szóbeli közlés). Az eredeti Langmuir egyenlet módosítása a „-e” taggal való bővítésben áll, amivel az adszorbensként alkalmazott talaj felületén eredetileg kötött Na^+ mennyisége az egyenletbe beépíthetővé vált. Ily módon számítottam a vizsgált talajtípusok szintjeire vonatkozó adszorpciós paramétereket. A Langmuir egyenlet alkalmazásának előnye, hogy a szorpció telítési értéke, a maximálisan adszorbeálható anyag mennyisége az izoterma egyenletéből meghatározható (Szegevári et al., 2003). Az adszorpciós paraméterekből a 4.3 differencia egyenlet alapján az adott talajszintek Na^+ -ra vonatkozó pufferkapacitásának (megoszlási hányados) értéke számítható a szerkesztett szorpciós izoterma első deriváltjaként (Czinkota et al., 2010).

$$B = \frac{\partial q}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{a * k * x}{1 + k * x} \right] = \frac{a * k}{(1 + k * x)^2} \Big|_{x=c_e} \quad (4.3)$$

A „B” változó a megoszlási hányadost adja meg, ami azonosítható a pufferkapacitással, hiszen azt jelzi, hogy a talaj és talajoldat között az adott Na^+ -koncentráció hogyan oszlik meg. A modellkísérlet-sorozat háromszori ismétléssel valósult meg, eredményei 23 °C-ra értendők.

4.3. A kiértékeléshez felhasznált szoftverek

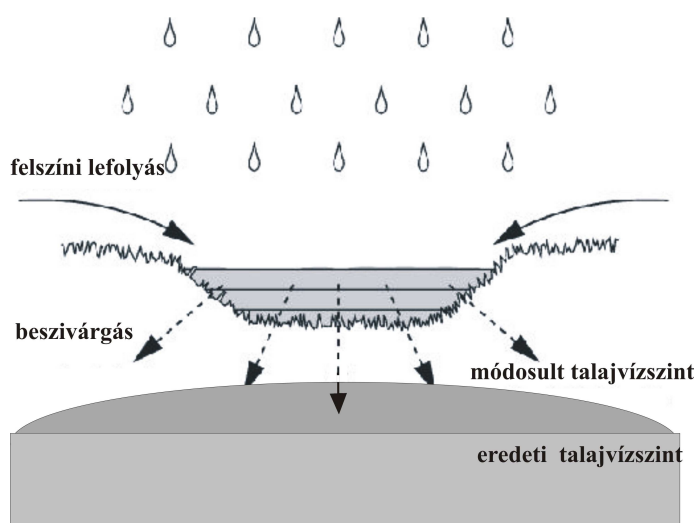
Az alapvető számítási feladatok elvégzéséhez és táblázatszerkesztéshez a Microsoft Excel 2002 SP3 programot használtam. A hatalmas adattömeg statisztikai feldolgozását, elemzését, értelmezését az SPSS for Windows 12.0 programmal oldottam meg. A statisztikai elemzés során a korrelációs koefficiensek számítása után a korrelációs profil megszerkesztése, főkomponens analízis, majd a keletkezett főkomponensek többváltozós terében diszkriminancia analízis készült. A diszkriminancia analízis a termálvíz hatása által érintett, és nem érintett, tehát kontroll talajminták elkülönítésére szolgált. A Fisher és Mahalanobis (1938) által kidolgozott módszer célja a fent említett csoportok lehető legjobb elkülönítése az objektumokat (talajmintákat) jellemző változók (pl. humusztartalom, mésztartalom, pH, összes sótartalom, stb.) alkalmas lineáris kombinációja (diszkriminancia függvény) által, majd ennek alapján a később megjelenő újabb objektumok csoportokhoz tartozásának lehető legjobb előrejelzése. A kiindulási esetek csoportokhoz tartozása az eljárás kezdetén ismert, a később megjelenő újabb eseteké viszont nem. E módszer tehát alkalmazható a későbbiekben ugyanezen mintaterületről származó talajminták csoportba sorolására a kiszámolt diszkriminancia függvény alapján (Ketskeméty, Izsó, 2005; Barczy et al., 2006; Geiger, 2007).

Az adszorpciós izoterma-szerkesztéshez Microcal Origin 6.0 programot használtam, mely az adszorpciós paraméterek kiszámítására és ábrázolására egyaránt alkalmas. Az ábrák képi megjelenítése az Arc Map, az Arc View, Corel Draw 12 és Paint programok segítségével történt. A talajvíz modellezéséhez a Surfer 8 programot használtam, a kontúrtérképeket krigeléses módszerrel állítottam elő. A Na^+ csatornákból kiinduló telítetlen zónában való mozgásának modellezéséhez a WHI UnSat Suite Plus 2.2 programot használtam, mellyel az aktuális talajszelvény texturális felépítésének, a szivárgó termálvizek Na^+ -koncentrációjának és a Na^+ (adszorpciós paraméterekből számolt) megoszlási hányadosának ismeretében különböző időpontokra a Na^+ -terjedés, így a csatornák hatótávolsága megadható. A modellépítéshez szükséges hiányzó input-adatok számításához a TALAJTAN 8 (Gráczol, 1997) talajtani szakértői programcsomag pedotranszfer függvényeit használtam.

V. Eredmények

5.1 A dél-alföldi használt termálvizek és hatásuk komplex jellemzése

A dél-alföldi termálvizek felhasználás utáni felszíni elhelyezése kapcsán fellépő környezeti hatások jellemzésére 25 termálvíz-felhasználó létesítményről (4.1. ábra) készített hatástanulmány (Szmektit Bt., 2003-2008) feldolgozásával nyertem információt. A dél-alföldi mintaterületek adatai alapján a földmedrű csatornába bocsátott használt hévíz magas hőmérsékletű, nagy sótartalmú, egyes esetekben geogén háttérszennyezőkkel (As, Cd) és/vagy antropogén szennyezőkkel (PO_4^{3-} , NO_3^-) terhelt. A szikkadás ezért több lehetséges problémát is felvet, úgymint a sófelhalmozódás, az antropogén hatásra kialakult szikesedés, és a termálvízből a talajba szivárgó egyéb szennyezők talajtermékenységet csökkentő hatása. A csurgalék hévizek hatást gyakorolnak a velük érintkező talajtani közegre, azon keresztül közvetetten a talajvízre, s közvetlenül a befogadó természetes felszíni vízfolyásokra. A csurgalékvíz a kibocsátási ponttól a felszíni befogadóig akár több km-es utat is megtesz, mialatt a szigeteletlen csatorna teljes hosszában szikkadva - a talaj típusától, állapotától, textúrájától, adszorpciós tulajdonságától és szivárgási tényezőjétől függően - elérheti a talajvizet is. Ekkor a talajvíztükör szintjének megemelése mellett (5.1. ábra) az említett szennyezők is a felszín alatti vízrendszerbe kerülhetnek. Ezt követően



5.1. ábra: A csatornából való vízszivárgás lokális talajvízszint-növelő hatása

a klímaviszonyok által megszabott módon a szennyezők és a sók oldékonyságuktól, mobilitásuktól és affinitásuktól függően vándorolnak a talajvízzel/kapilláris vízzel évszakos dinamikát mutatva. A magas sótartalom mellett a termálvizek Na^+ és Mg^{2+} koncentrációja szintén kiemelkedő lehet, ezért a földmedrű csatornában történő hosszútávú szikkadás esetén számolni kell a környező területek talajának esetleges degradációjával. Nem csak a talajvizekre és

talajokra kifejtett hatás jelent kockázatot, hanem a felszíni vizekben, mint befogadókban okozott változások is. Problémát jelenthet a már említett hőszennyezés, melynek következtében növekszik a befogadóban lejátszódó hidrobiológiai és kémiai folyamatok sebessége, fokozódik a szervesanyag-termelés, a vízben való oxigén-oldhatóság viszont csökken, így az ott élő organizmusok oxigén igényét már nem képes kielégíteni a vízben oldott állapotban lévő oxigén mennyisége, ami a pusztulásukhoz vezet. A vízi növények burjánzása megindul a megnövekedett tápanyag-ellátottságú víztestben. Ezek a folyamatok együttesen igen veszélyesek lehetnek, hiszen hatásukra felborulhat a természetes biológiai egyensúly. A földmedrű csatornában folyó magas hőmérsékletű hévíz a felszíni befogadó mellett a talajvíz hőmérsékletét is

több °C-kal megnövelheti. Kiemelten fontos tehát a környezetbe kibocsátandó használt hévíz kémiai és fizikai paramétereinek szabályozása és megfigyelése, hogy elkerülhetők legyenek ezek a káros környezeti változások.

5.1.1. A dél-alföldi használt termálvizek és csatornában folyó csurgalék hévizek kémiai jellemzői

A szennyező paraméterekkel kapcsolatos adatok az 5.1. táblázatban tekinthetők meg, ahol a vizsgálatba bevont területek termálvizeinek laboratóriumi eredményei alapján elvégzett leíró statisztikai analízis és a vonatkozó jogszabályok határértékeinek összevetésével számított határérték-túllépés %-os aránya van feltüntetve. A korábban említett potenciális veszélyek közül a mért paraméterek alapján a dél-alföldi régió termálvizeiben az ammónium, az As, a Hg és az Pb bizonyult jellemző szennyezőnek, ezen felül a Na⁺ dominanciája is megfigyelhető. Jellemző szennyezőnek tekintetem azt a vizsgált paramétert, mely az esetek minimum 50 %-ában meghaladta a hatályos határértéket.

5.1. táblázat: A dél-alföldi használt termálvizek jellemző szennyezői a környezeti felülvizsgálati szakvélemények (2003-2008) adatai alapján

Termálvíz	Min.	Max.	Átl.	Szórás	6/2009 "B"	9/2002 általá- nos	28/2004. termálvíz felhaszn.	összes adat- szám (db)	határ- érték túllépés (db)	%
Kémhatás (pH)	6,90	8,74	8,01	0,45	6,5-9	6-9	*	22	0	0,00
Összes sótartalom (mg/l)	158,00	2675,00	1424,00	709,24	*	*	2000 (t), 3000 (e), 5000 (gy)	21	0	0,00
Ammónium (mg/l)	0,50	17,90	8,06	5,53	0,5	0,5	*	11	10	90,90
Nitrát (mg/l)	0,80	6,30	1,51	1,81	25	25	*	9	0	0,00
Foszfát (mg/l)	0,03	3,31	0,44	0,91	0,5	0,5	*	12	1	8,33
Szulfidok (össz. S - SO ₄ ²⁻ S) (mg/l)	0,01	25,00	5,24	9,83	*	2	2 (gy)	6	2	33,33
Fenol index (mg/l)	0,002	2,87	0,62	0,94	*	3	1 (e)	19	4	21,05
KOI (mg/l)	1,09	1249,00	75,91	269,47	*	150	150 (gy)	21	1	4,76
Na %	80,66	99,20	94,90	4,05	*	*	45 % (e,t)	23	23	100,00
Na %	80,66	99,20	94,90	4,05	*	*	95% (gy)	23	13	56,52
Mg%	0,99	6,19	4,45	2,99	*	*	*	3	-	-
Összes Hg (mg/l)	0,00001	0,04	0,02	0,02	0,001	0,01	*	19	17	89,47
Összes As (mg/l)	0,001	0,07	0,03	0,02	0,01	0,5	*	21	13	61,90
Összes Cd (mg/l)	0,00005	0,01	0,01	0,00	0,005	0,05	*	19	9	47,37
Összes Ni (mg/l)	0,0002	0,03	0,01	0,01	0,02	1	*	19	1	5,26
Összes Pb (mg/l)	0,0005	0,07	0,04	0,03	0,01	0,2	*	19	10	52,63
Összes Cu (mg/l)	0,00	0,03	0,02	0,01	0,2	2	*	19	0	0,00
Összes Cr (mg/l)	0,00	0,05	0,02	0,01	0,05	1	*	19	0	0,00
Összes Co (mg/l)	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	1	*	18	0	0,00
Összes Zn (mg/l)	0,00	0,04	0,01	0,01	0,2	5	*	18	0	0,00
Összes Fe (mg/l)	0,02	1,42	0,29	0,34	*	20	*	24	0	0,00
Összes Mn (mg/l)	0,00	0,06	0,02	0,02	*	5	*	23	0	0,00

* nincs határérték, (e) energetikai hasznosítás, (gy) gyógyászati hasznosítás, (t) termálfürdőben való alkalmazás

Az As a dél-alföldi felszín alatti vizek esetén gyakori geogén háttérszennyezőnek számít. A magyarországi átlagos 0,005 mg/l As háttérkoncentráció kétszeresét engedélyezi a 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet, amit a vizsgált termálvíz minták akár hétszere-

sen meghaladhatnak (0,07 mg/l) (5.1. táblázat). A mintázott területeken az As az esetek 61,9 %-ában haladta meg a megengedett értéket. Emberi egészségre kifejtett kockázata egyszeri, nagy mennyiségű arzén elfogyasztása esetén mérgezésben, többszöri expozíció esetén (pl. arzénes felszín alatti víz ismétlődő fogyasztása) pedig rákkeltő hatásban mutatkozik meg.

A **Hg** az esetek közel 90 %-ában volt jelen a termálvízben magasabb koncentrációban, mint a megengedett. Hidrotermális érctelepekből a törésvonalak mentén a kőzetekben (és a talajban is) megnő a Hg-tartalom, ahonnan a hévízbe is bekerülhet. A termálvízben a Hg-koncentráció átlagértéke 0,02 mg/l, ami a magyarországi felszín alatti vizek háttérkoncentrációjának (0,0002 mg/l) mintegy 100-szorosa. A maximálisan mért koncentráció (0,04 mg/l) a jogszabályban megengedett legnagyobb értéket (0,001 mg/l) 40-szeresen haladja meg (5.1. táblázat). A felszíni csurgalékvízben a Hg már nem számít jellemző szennyezőnek, de az esetek harmadában koncentrációja még túllépi a határértéket (5.2. táblázat).

Az **Pb** mennyisége az esetek 52 %-ában volt kiemelkedő a használt hévizekben. A magyarországi felszín alatti vizekben a Pb^{2+} 0,003 mg/l háttérkoncentrációban van jelen. Ennek az értéknek háromszorosát engedi meg a jogszabály, amit a vizsgált termálvizek esetenként hétszeresen is meghaladhatnak (5.1. táblázat). Az Pb az ivóvízen és táplálékláncon keresztül bekerülhet az emberi szervezetbe, ahol a csontrendszerben raktározódik. Pb^{2+} formában ólommérgezést okoz (Gergely et al., 2005).

A környezetben a N egyik szervesetlen alakban megjelenő formája az **ammónium**. Szerves maradványok rothadásának melléktermékeként mikrobiális segítséggel keletkezik. A természetben az ammónium-nitrit-nitrát formák körforgásszerű egymásba alakulása szüntelenül lejátszódik. Oxigénszegény környezetben ammónia keletkezik, mely a felszín alatti vízben ammóniumion alakban, oldva van jelen. Az ammóniumion egy része a felszínre jutva, a nitrifikáló baktériumok hatására oxidálódik nitritté majd nitráttá (nitrifikáció) (Gergely et al., 2005). Az átalakulás lassú üteme miatt a felszíni víz mintázási pontjaiban az ammónium az esetek 94,44 %-ában szennyezőként van jelen, a nitrát koncentrációja azonban nem érte el a megadott határkoncentrációt (5.2. táblázat).

Jelentős probléma az alföldi termálvizekben a magas **Na** %, tehát a Na^+ nagy aránya a többi kicserélhető kationhoz képest, ami a talaj fizikai leromlását idézheti elő, s a talajvíz-áramlási rendszerbe kerülve ezen tulajdonságával nagy területeket érinthet. A Na^+ főleg a könnyen málló Na-földpátokból származik. A termálvízben gyógyászati felhasználáshoz kötötten a határérték meghaladása az esetek 56,52 %-ában volt megfigyelhető, míg energetikai és termálfürdőkben való alkalmazása esetén 100 %-ban, köszönhetően a felhasználás alapján szabott különböző határértékeknek (5.1. táblázat). A csatornavízben is ehhez hasonló értékekkel találkozunk (5.2. táblázat).

A termálvízben néhány kiemelt esetben jelentett problémát a Cd, a Ni, a fenol, a szulfidok és a foszfátok magas koncentrációja, valamint a KOI (5.1. táblázat). A **Cd** vonatkozásában az esetek 47,37 %-ában jelentkezett a megengedett koncentrációérték (0,005 mg/l) kétszerese a vizsgált termálvizekben (5.1 táblázat).

5.2. táblázat: A dél-alföldi termálvíz eredetű csatornavizekben mutatkozó szennyező komponensek a környezeti felülvizsgálati szakvélemények (2003-2008) adatai alapján

Felszíni víz	Min.	Max.	Átl.	Szórás	9/2002. általános	28/2004. termálvíz felhasznál.	összes adat-szám (db)	határ-érték túllépés (db)	%
Kémhatás (pH)	7,55	9,01	8,06	0,37	6-9	*	20	1	5,00
Összes sótartalom (mg/l)	538,00	2304,00	1397,00	503,97	*	2000 (t), 3000 (e), 5000 (gy)	18	0	0,00
Ammónium (mg/l)	0,25	12,50	5,98	4,36	0,5	*	18	17	94,44
Nitrát (mg/l)	0,20	14,00	2,40	3,59	25	*	23	0	0,00
Foszfát (mg/l)	0,07	20,50	2,06	4,92	0,5	*	17	6	35,29
Szulfidok (össz. S - SO ₄ ⁻ S) (mg/l)	0,30	10,00	5,17	6,88	*	2 (gy)	2	1	50,00
Fenol index (mg/l)	0,0006	2,10	0,29	0,54	3	1 (e)	18	1	5,56
KOI (mg/l)	5,20	804,00	107,30	261,52	150	150 (gy)	9	1	11,11
Na %	52,10	99,20	88,04	15,37	*	45 % (e,t)	20	20	100,00
Na %	52,10	99,20	88,04	15,37	*	95% (gy)	20	9	45,00
Mg %	0,56	20,18	10,37	13,87	*	*	3		
Összes Hg (mg/l)	0,002	0,04	0,01	0,02	0,01	*	9	3	33,33
Összes As (mg/l)	0,008	0,05	0,02	0,02	0,5	*	9	0	0,00
Összes Cd (mg/l)	0,0006	0,01	0,00	0,00	0,05	*	9	0	0,00
Összes Ni (mg/l)	0,002	0,03	0,01	0,01	1	*	9	0	0,00
Összes Pb (mg/l)	0,006	0,07	0,03	0,03	0,2	*	9	0	0,00
Összes Cu (mg/l)	0,01	0,02	0,02	0,00	2	*	9	0	0,00
Összes Cr (mg/l)	0,01	0,03	0,02	0,01	1	*	9	0	0,00
Összes Co (mg/l)	0,00	0,01	0,00	0,00	1	*	9	0	0,00
Összes Zn (mg/l)	0,00	0,03	0,01	0,01	5	*	9	0	0,00
Összes Fe (mg/l)	0,05	15,00	1,20	3,97	20	*	14	0	0,00
Összes Mn (mg/l)	0,01	0,38	0,07	0,10	5	*	14	0	0,00

* nincs határérték, (e) energetikai hasznosítás, (gy) gyógyászati hasznosítás, (t) termálfürdőben való alkalmazás

A **Ni** a 0,02 mg/l-es határértéket másfélszeresen lépi túl a termálvízben, az esetek 5,26 %-ában. A **fenol** aromás szerves vegyület, mely a lignin bomlásakor keletkezik, megtalálható a kőszénkátrányban, a növények illóolajaiban és pigmentjeiben. Vízben kis mértékben oldható. Balneológiai hasznosítás esetén bír kiemelt jelentőséggel, mert klórral fertőtlenített vízben klór-fenol keletkezik, ami rákkeltő hatású. A fenol biológiailag bomtható, ezért felszínre kerülve természetes lebomlás, öntisztulás játszódik le. A termálvizekben szennyezőként a felszínre éréig van jelen, aztán illékonyága és biológiai lebomlása miatt koncentrációja határérték alá csökken. A termálvízben fenol szennyezés az esetek több mint 21 %-ában figyelhető meg (5.1. táblázat), a csatorna vizében már csak az esetek 5,5 %-ában éri el a határértéket (5.2. táblázat). A **szulfidok** toxikus vegyületek, a felszínen, aerob viszonyok közé kerülve azonban szulfáttá oxidálódnak. Ebben a formában kevésbé mérgezőek, és környezetterhelési kockázatuk csak az általános sóhatásban nyilvánul meg. A szulfidok a termálvízben két esetben, a felszíni csurgalékvízben pedig egy esetben haladták meg a maximális megengedhető koncentrációt. A **foszfát** a foszforból mikrobiális úton kialakuló vegyület, mely a talaj-talajvíz rendszerbe az elhalt növényi és állati szervezetekből, valamint műtrágyázás útján kerülhet. Mivel a rendelkezésemre álló adatok alapján a termálvízben csak egy esetben, a felszíni vízben pedig hat esetben haladja meg a határértéket a foszfát koncentráció, ez a

szennyezés nem jellemzően termálvíz eredetű, hanem feltehetően a környező trágyázott/műtrágyázott mezőgazdasági területekről lemosódással, néhol pedig közeli állattelepek hígtrágyájából kerülhetett a csatornába. A **KOI**, azaz kémiai oxigén igény vizsgálattal a csurgalékvízben jelen levő összes oldott vagy szuszpendált, adott körülmények között oxidálható szerves- és oxidálható szervesetlen anyag mennyiségét lehet meghatározni. Kifejezi azt az O_2 mennyiséget, amely ezen anyagok kémiai úton történő lebontásához szükséges. A víz szennyezettségének mérőszámaként szolgál. A vizsgált mintaterületek közül csupán egy esetben volt megfigyelhető határérték-túllépés a termálvízben, azonban az igen nagy mértékű, mintegy nyolcszorosa a megengedettnek (1249 mg/l). A csatornában folyó víz ugyanabban az egy esetben mutatott szerves szennyezést, a határértéket ötszörösen átlépve.

A fentiek alapján a csatornában folyó csurgalékvízben egyértelműen a termálvízből eredeztethető terhelés az ammónium és a nagy Na^+ -tartalom, ami még a környezetbe bocsátáskor is igen számottevő. Az As és az Pb koncentráció minden esetben a határérték alá csökken, a Hg-tartalom a csurgalékvízben azonban még mindig jelentős (5.2.táblázat).

5.1.2. A dél-alföldi használt hévizek hatása a környező talajvizekre

Az 5.3. táblázat tanúsága alapján a talajvízben egyedül a Hg tekinthető jellemző szennyezőnek. Mellette a termálvízben is jelentős mennyiségben jelen levő As, Pb és ammónium is nagy arányban lépi túl a megengedett koncentrációhatárt, de jellemző szennyezőnek nem tekinthető. Az esetek majdnem harmadában a foszfátkoncentráció is jelentős, ám ez nem egyértelműen termálvíz eredetű.

A **Hg** a természetben mobilis és rendkívül mozgékony. Elemi állapotban kis viszkozitás és nagy sűrűség jellemzi, ezért gyorsan képes lefelé, a talajvíz felé mozogni (Czinkota, 2009). Ennek köszönhetően a felszíni vízben koncentrációja lecsökken (5.2. táblázat), mert beszívárog a talajba, onnan pedig a talajvízbe, ahol minden vizsgált esetben szennyezőként van jelen (5.3. táblázat).

Az **As** mobilis elem, vízben As^{3+} és As^{5+} formában lehet jelen. A talajban O-nel képzett vegyületei igen vízdékok, így kimosódásuk által tovább növelik a felszín alatti vízkészletek As-tartalmát (MÁFI, Geokémiai Főosztály honlapja). Eme tulajdonságainak köszönhetően a szivárgó termálvízből a talajon keresztül egészen a talajvízig juthat, növelve annak eredeti As tartalmát, amely a 0,01 mg/l-es határértéket némely esetben akár ötszörösen is meghaladhatja.

Az **Pb** kevésbé mobilis, rá inkább a talajkolloidokon történő adszorpció és/vagy csapadékképzés a jellemző. Azonban a csatorna környéki talajokban a szivárgás okozta átmosás és a változatos iontartalmú víz hatása a csapadékképződési és adszorpciós folyamatok feltételeit megváltoztatva elősegíti a talajvízbe mosódást. A Pb-ra vonatkozó 0,01 mg/l-es határkoncentrációt a talajvíz Pb-koncentrációja akár hétszeresen is túllépheti.

A termálvízben lévő **ammónium-nitrit-nitrát** kis hányadát a talaj adszorpciós sajátosságaitól függően visszatartja, nagyobb része viszont nagyfokú oldhatósága, ezért könnyen mobilizálható tulajdonsága miatt a talajvízig hatol. A szikkasztó csatornák környéki talajvizek nitrát tartalmát a szivárgó termálvíz ammóniumion tartalmából származó nitrát mellett a műtrágyázásból

származó nitrát, valamint a szennyvizekből származó nitrát is növelheti. A talajvíz nitrát koncentrációjára vonatkozólag 50 mg/l az előírás. A vizsgált minták átlaga a határérték alatt marad (35,94 mg/l), azonban az esetek 20 %-ában határérték-túllépés történik (5.3. táblázat). Extrém esetben a nitrát koncentráció az 506 mg/l-t is elérte, ami a határérték több mint tízszeres túllépését jelenti.

A **foszfát** a foszforból mikrobiális úton kialakuló vegyület, mely a talaj-talajvíz rendszerbe az elhalt növényi és állati szervezetekből, valamint műtrágyázás útján kerülhet. A rendelkezésre álló adatok alapján a talajvízben (39,13 %) szennyezőként mutakozó foszfát nem jellemzően termálvíz eredetű.

5.3. táblázat: A dél-alföldi talajvizek jellemző szennyezői a termálvíz szikkasztó csatornák közelében a környezeti felülvizsgálati szakvélemények (2003-2008) adatai alapján

Talajvíz	Min.	Max.	Átl.	Szórás	6/2009 "B"	összes adatszám (db)	határérték túllépés (db)	%
Kémhatás (pH)	6,70	8,28	7,61	0,39	6,5-9	19	0	0,00
Összes sótartalom (mg/l)	467,00	7002,00	1908,00	1512,20	*	16	-	-
Ammónium (mg/l)	0,10	5,76	0,95	1,54	0,5	25	8	32,00
Nitrát (mg/l)	0,02	506,00	35,94	105,56	50	25	5	20,00
Foszfát (mg/l)	0,03	5,00	0,86	1,24	0,5	23	9	39,13
Szulfát (mg/l)	6,12	2244,00	224,00	520,31	250	18	2	11,11
Fenol index (mg/l)	0,005	0,02	0,01	0,00	*	17	-	-
Na %	18,00	96,00	59,78	25,84	*	20	-	-
Mg %	8,13	8,13	8,13	-	*	1	-	-
Összes Hg (mg/l)	0,002	0,04	0,01	0,01	0,001	13	13	100,00
Összes As (mg/l)	0,008	0,05	0,02	0,02	0,01	13	6	46,15
Összes Cd (mg/l)	0,0006	0,01	0,00	0,00	0,005	13	2	15,38
Összes Ni (mg/l)	0,002	0,02	0,01	0,01	0,02	13	1	7,69
Összes Pb (mg/l)	0,006	0,07	0,02	0,02	0,01	13	4	30,77
Összes Cu (mg/l)	0,01	0,07	0,02	0,01	0,2	13	0	0,00
Összes Cr (mg/l)	0,01	0,03	0,02	0,01	0,05	13	0	0,00
Összes Co (mg/l)	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	13	0	0,00
Összes Zn (mg/l)	0,00	0,04	0,01	0,01	0,20	13	0	0,00

* nincs határérték, (e) energetikai hasznosítás, (gy) gyógyászati hasznosítás, (t) termálfürdőben való alkalmazás

A termálvizek magas Na %-a, és a Na⁺-ok könnyen mobilizálódó tulajdonsága okán a talajvíz Na %-ának vizsgálata sem elhanyagolható. A Na⁺ főleg a könnyen málló Na-földpátokból származik, nem fixálódik, és kevésbé erősen kötődik a kationcsere helyekhez, mint a többi bázikus kation, ezért kimosódása a talajból a talajvízbe könnyen végbemegy (Filep, 1999). A nagy Na⁺ koncentráció hatással van a talajvízre, megváltoztatva annak eredeti kémiai paramétereit. A talajvíz esetén nincs hatályos határérték a Na %-ra nézve, ezért mint szennyezőt sem lehet besorolni (5.3. táblázat). Átlagban a vizsgált régióban 59,78 Na % jellemző a talajvizekre, maximuma 96 % volt, ami talajvíz esetén extrém magasnak számít, vetekszik a termálvíz Na %-ával. Ez alapján kijelenthető, hogy a szikkadó hévízből származó Na⁺-ok hatást gyakorolnak a talajvíz Na %-ára.

5.1.3. A dél-alföldi használt hévizek közvetlen és közvetett hatásai a talajra

A talajok típusuktól függően igen eltérő kémiai és fizikai sajátosságokkal rendelkeznek, ezért nem minden paraméterük kötött határértékhez (pl. szulfát, összes sótartalom, Na_s% és

Mg_s %). Emiatt jellemző átlagértékekhez is viszonyítottam a talajminták vizsgálati eredményeinek értékelésekor. Az 5.4. táblázatban látható, hogy jellemzően csak az összes sótartalom és a Mg_s % haladta meg a szikesedési határkoncentrációt. Ezen paraméterek mellett a talajok pH-értékeinek lúgos irányba való eltolódása is detektálható.

Sófelhalmozódás az esetek 62,5 %-ában volt felfedezhető a csatornák közelében, 45,8 %-uk gyengén szoloncsákos, 16,7 %-uk pedig közepesen szoloncsákos volt.

Az esetek több mint 70 %-ában a **Mg_s%** is meghaladja a kritikus 30%-os talajdegradációs szintet (5.4. táblázat), ami (a Na_s% mellett) elősegíti a talaj kedvezőtlen fizikai tulajdonságainak felerősödését. A Mg²⁺ legnagyobb része a szilikátok (amfibol, piroxén, olivin, biotit) mállásából, kisebb része az agyagásványok (klorit, vermikulit) széteséséből, és bizonyos esetekben dolomitból, magnezitből és kalcitból kerülhet a talajba (Májer, 2004). Gyengébben kötődik a talajkolloidokon, mivel nagy hidratburkot képez maga körül. Ezen képességének köszönhetően a sok Mg²⁺-t tartalmazó talajok duzzadóképesége nagyobb, jobban diszpergálódnak, víz számára kevésbé átjárhatóak és egyúttal több vizet tartanak meg. Az adszorpció helyeken felhalmozódott Mg²⁺ a talajt aszályérzékenyvé teszi, holtvíz tartalmát növeli (Stefanovits et al., 1999). Ezen tulajdonságok együttes megjelenése a mezőgazdasági hasznosítást megnehezíti. A vizsgálati eredmények azt igazolják, hogy a Mg²⁺ talajdegradáló hatása gyakran figyelhető meg a vizsgált régióban.

A **kémhatás** a 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt 9 pH-t az esetek 47, 83 %-ában lépte túl, a talaj pH-ja tehát a lúgos-erősen lúgos tartomány felé tolódott el. Ebben szerepet játszik a használt hévízből szivárgó lúgosan hidrolizáló sók (pl. szóda) pH-növelő hatása is, amely nem csak a termálvíz, hanem közvetetten a talajvíz felől is hatást gyakorol a talajszelvényekre.

A termálvíz szennyezői kapcsán korábban tárgyalt mikroelemek közül a Hg, az As és a Ni az esetek 7,14 %-ában volt határértéket meghaladó koncentrációban megfigyelhető. Közülük a Hg lépte át legnagyobb mértékben a határértéket, a megengedett 0,5 mg/kg helyett 2 mg/kg volt a maximálisan mérhető koncentráció. A Hg átlagértéke (0,32 mg/kg) a határérték alatt marad, s a szórásértékből (0,54 mg/kg) kitűnik, hogy az egész mintaterületen belül a **Hg** mennyiségi eloszlása igen rapszodikus. A Hg geogén és antropogén szennyezésként egyaránt megjelenhet. Geogén forrása lehet az ásványi (cinnabarit) bomlás, erózió, tűzhányókból és hidrotermális érctelepekből származó szivárgás. Antropogén forrása a fémbányászat és fém olvasztás, műanyaggyártás, finomítók, a széntüzelés és a hulladéklerakókból való szivárgás. A talaj szerves anyagaiban képes adszorbeálódni, gátolja a mikrobiológiai aktivitást. A környezetben tartósan megmarad, bioakkumulatív anyag. Könnyen párolog; mind gőzei, mind pedig sói erősen mérgezőek az ökológiai rendszerekre. Nagy felületi feszültsége és kis nedvesítő képessége képtelenné teszik a szűk pórusokba való behatolásra (Czinkota, 2009). A fentiekből következik, hogy nagy humusztartalmú és könnyű textúrájú, makropórusokkal jobban ellátott homoktalajok veszélyeztetettsége kiemeltebb, mint a nehéz mechanikai összetétellel bíró agyagos talajoké, ezek vizsgált régió belüli heterogenitása magyarázza a nagy szórás érték megjelenését.

5.4. táblázat: A dél-alföldi talajok szennyezői a termálvíz szikkasztó csatornák közelében a környezeti felülvizsgálati szakvélemények (2003-2008) adatai alapján

Talaj	Min.	Max.	Átl.	Szórás	6/2009 "B"	egyéb irodalmi átlag- értékek	összes adat- szám (db)	határ- érték túllépés (db)	%
Kémhatás (pH (H ₂ O))	7,80	9,93	8,90	0,56	6,5-9	-	23	11	47,83
Összes sótartalom (%)	0,02	0,11	0,058	0,033	*	0,5 (F)	24	15*	62,50
NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	0,08	30,30	3,04	6,73	*	7-16 (N)	24	1 *	4,17
NO ₃ -N(mg/kg)	0,37	19,60	2,53	4,02	*	7-16 (N)	22	1*	4,54
Fenol index (mg/l)	0,10	0,80	0,45	0,18	20	-	14	0	0,00
S-érték	101,40	477,10	323,30	121,04	*		7	-	-
Na _s %	0,17	2,35	1,21	0,77	*	5 % szikese- dési határ (F)	7	0*	0,00
Mg _s %	22,33	60,30	38,20	12,49	*	30 % szikese- dési határ (F)	7	5*	71,43
Összes Hg (mg/kg)	0,06	2,00	0,32	0,54	0,5	-	14	1	7,14
Összes As (mg/kg)	1,06	19,30	5,17	4,49	15	-	14	1	7,14
Összes Cd (mg/kg)	0,03	0,35	0,17	0,11	1	-	14	0	0,00
Összes Ni (mg/kg)	0,80	49,80	24,66	14,25	40	-	14	1	7,14
Összes Pb (mg/kg)	1,41	22,80	11,42	6,98	100	-	14	0	0,00
Összes Cu (mg/kg)	1,28	39,20	18,46	11,52	75	-	14	0	0,00
Összes Cr (mg/kg)	2,08	47,20	25,87	14,28	75	-	14	0	0,00
Összes Co (mg/kg)	1,35	17,20	8,14	4,86	30	-	14	0	0,00
Összes Zn (mg/kg)	11,20	164,00	57,67	39,65	200	-	14	0	0,00

* nincs határérték, (N) Németh et al. szerint (1996) (mg/kg), (F) Filep & Füleký szerint (1999)

Az **As** a megengedett 15 mg/kg-os értéket csak kis mértékben haladta meg (max: 19,3 mg/kg). Az átlagos 5,17 mg/kg-os koncentrációérték még a magyarországi talajokban mérhető háttérkoncentrációt (10 mg/kg) sem éri el. Az As a talajban inkább vegyületeket képez: oxigén-
nel, vassal, klórral és kénnel. Igen toxikus, ezért a növények csak korlátozott mértékben veszik fel, így a táplálékláncon keresztül természetes esetben nem veszélyes az emberre nézve. Problémát inkább a felszín alatti vízrendszerben jelent. A **Ni** talajban mérhető átlagos koncentrációja megegyezik a magyarországi Ni háttérkoncentrációval (25 mg/kg), a maximum érték azonban majdnem kétszeresen meghaladja azt (49,8 mg/kg). A Ni mennyiségét a talajban a komplexképző vegyületek jelenléte és az adszorpciós helyek száma (főként az agyagásványokon, valamint a Fe- és Mn-oxidokon, -hidroxidokon) befolyásolja. Felvehetőségét a talaj szervesanyag-tartalma szabja meg. Talajban lévő koncentrációjára és felvehetőségére a foszfor- és a magnézium-tartalom is hatással van (Simon, 2006). A nikkellel szennyezett talajokon a növények gyökerében letális dóziszú Ni halmozódik fel, így elpusztulnak. A Ni-toleráns növények ilyen talajokon is képesek növekedni, a Ni-t általában levelükben akumulálják (Kádár, 1991). Tehát ezek alapján a tápláléklánca csak korlátozott mértékben kerülhet be, a táplálékkal történő emberi mérgezés bekövetkezési valószínűsége kicsi.

5.1.4. Részösszegzés

Összegezve a vizsgálatba bevont dél-alföldi területre vonatkozóan elmondható, hogy:

- A termálvizekben jellemző szennyező az ammónium, az As, a Hg és az Pb, ezen felül a Na^+ dominanciája is megfigyelhető, amit a magas Na % jelez.
- A termálvíz eredetű, csatornában folyó felszíni vízben a nagy Na^+ -tartalom, és az ammónium koncentrációja tekinthető környezeti szempontból kockázatosnak.
- A talajvízben minden esetben problémát okoz a nagy Hg tartalom. A magas Na^+ -arány változatlanul megfigyelhető, ezen felül a termálvízben és a felszíni vízben kockázatot jelentő paraméterek határértéket meghaladó koncentrációi is detektálhatók, habár ezek gyakorisága nem éri el az 50 %-ot.
- A talajban az összes sótartalom, valamint a $\text{Mg}_\text{s}\%$ meghaladja a szikesedési határkoncentrációt. A 6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet által előírt határértéket az esetek nagy számában azonban csak a pH-érték haladta meg, néhány esetben pedig a termálvíz eredetű mikroelemek koncentrációja (Hg, As, Ni) volt a kívánatosnál magasabb.
- Talajok esetén nagy gyakorisággal a szikesedés részfolyamataival összefüggő változók (összes sótartalom, $\text{Mg}_\text{s}\%$, pH) jelentek meg a szennyezők között, melyek kapcsán sófelhalmozódás, fizikai degradáció és lúgosodás volt azonosítható.

A talajok tompítóképességüktől függően — ami természetesen genetikai típusonként eltérő — mérséklék a termálvízszikkadás által okozott negatív hatást, azonban bizonyos mobilis szennyezők esetén, mivel ezek a talajvizet is elérik, nem zárható ki a talajvíztestben való tovaterjedés. Sok esetben a földcsatornák közvetlen közelében lévő területek mezőgazdasági hasznosításúak, ezért fontos lenne a talajok minőségének és termőképességének megőrzése, a terméscsökkenés megakadályozása. Mindenképpen fontos lenne tehát a hatások minél több területen való feltérképezése és a földcsatornák közelében a kellő védekező lépések megtétele a termőképesség megőrzése érdekében.

5.2 A használt termálvíz hatása a talajvízre

A szigeteletlen csatornában szikkadó használt hévíz az előző fejezetben is látható módon a beszivárgási mélységtől függően nemcsak a talajra, hanem a talajvízre is hatást gyakorol. Ezen hatások megjelenését a két kiválasztott mintaterületen, Cserkeszőlőn és Tiszakécske-Kerekdombon mutatom be. A fejezet célja a termálvíz és talajvíz ionösszetételének és szikességet jelző paramétereinek (pH, összes sótartalom, Na%, SAR-érték, szóda egyenérték, $\text{Mg}\%$) vizsgálata alapján a szikesítő hatás értékelése, valamint a szikkadó hévíz hatására bekövetkező változások azonosítása a talajvíz rendszerben. Az esetlegesen szikesedéssel fenyegető ionok/sók áramlási irányának és terjedésének becslésére talajvíz áramlási modell szolgál.

5.2.1. Tapasztalatok a cserkeszőlői mintaterületen

A természetes vizek általában gyengén lúgos kémhatásúak a bennük oldott alkáli- és alkáliföldfém-karbonátok lúgos hidrolízise miatt. A cserkeszőlői termálvíz kémhatása is gyengén lúgos karakterisztikát mutat (5.5. táblázat). A használt hévíz a csatornába folyás pontján és a csatorna további mintázott pontjaiban is gyengén lúgos kémhatású. A csatornában folyó hévíz folyásirányban egyre növekvő lúgosodást mutat ($7,98 \rightarrow 8,15$) párhuzamban állva a csatorna melletti talajvizek ugyanezen irányú pH-növekedésével ($7,83 \rightarrow 8,27$). A talajokra és talajvízre ható termálvíz olyan sótartalommal rendelkezik ($> 500 \text{ mg/l}$), mely a Darab és Ferencz (1969)

által kidolgozott öntözővíz-minőség norma alapján bizonyos talajtípusok esetén a szivárgás által sófelhalmozódást idézhet elő (5.5. táblázat). A sófelhalmozódásban jelentős szerep jut a vízhatásnak, ami a csatornák környékén folyamatosan utánpótlódó szikkadó hévíz miatt adott, és nem csak víztöbblettel, hanem sóutánpótlással is szolgál. A csatorna környékén a sók kicsapódási-oldódási folyamatai szüntelenül lejátszódnak a talaj szilárd-folyadék fázisainak határfelületén, az oldódó sókat a lefelé irányuló szivárgás a talajvízbe juttathatja. A használt hévíz által szállított Ca^{2+} - és Mg^{2+} -ok egy része a talajban karbonát vagy hidrokarbonát formában kicsapódik. Az 5.6. táblázatban feltüntetett $(\text{Ca}+\text{Mg})_{\text{eff}}$ számított vízminősítő paraméter a vízben ionos formában maradt Ca^{2+} és Mg^{2+} koncentrációját mutatja, amely még hatással lehet a talajvízre, a Ca - és $\text{Mg}-\text{CO}_3, -(\text{HCO}_3)_2$ -ként feltüntetett paraméter pedig a talajban kicsapódott sókoncentrációt jelzi, mellyel a talajvízre gyakorolt hatás tekintetében már nem kell számolnunk. A $\Sigma \text{kat}_{\text{eff}}$ a Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ és K^+ karbonát és hidrokarbonát formában kivált sóival korrigált érték, mely a használt hévíz/talajvíz valódi ható sótartalmát adja meg. A szódaegyenérték, vagy maradék Na_2CO_3 egyenérték az erősen szikesítő hatású Na-sók (pl. NaHCO_3) koncentrációját adja meg. Jó minőségű öntözővizekben ez az érték 1,25 mgeé/l alatt marad.

5.5. táblázat: A cserkeszőlői vízminták mérési eredményeinek összefoglaló táblázata

Vízminta típus	Termál-víz	Felszíni csurgalékvíz	Talajvíz	Talajvíz	Talajvíz (kontroll)	Talajvíz	Felszíni csurgalékvíz	Talajvíz (kontroll)
Mintasám	1 v	2 v	3 v	4 v	5 v	6 v	7 v	8 v
pH	7,94	7,98	7,83	7,95	8,08	8,27	8,15	8,12
Összes só (mg/l)	874	867	1248	1913	1768	3032	863	2431
CO_3^{2-} (mg/l)	0	5,21	0	69,04	44,29	50,08	26,71	67,74
HCO_3^- (mg/l)	662,22	647,65	838,37	741,68	803,93	1239,67	1286,69	704,6
Cl^- (mg/l)	120	128	170	466,4	406,4	554,4	49	593,6
SO_4^{2-} (mg/l)	3,91	5,75	53,13	78,96	69,35	246,11	8,82	153,99
Ca^{2+} (mg/l)	1,27	1,4	358,7	376,3	364,3	8,86	1,11	335,5
K^+ (mg/l)	6,04	6,77	5,6	4,31	2,96	2,2	11,88	2,73
Mg^{2+} (mg/l)	1,55	1,63	97,55	156,4	5,61	11,14	1,46	73,5
Na^+ (mg/l)	573,9	518,6	489,1	632,5	633,3	634,4	428,3	633,7
megütött talajvíz mélység (cm)	-	-	100	150	160	130	-	160
nyugalmi talajvíz mélység (cm)	-	-	83	100	110	110	-	115
terepi T (°C)	-	-	18,9	16,1	16,3	17,9	-	16,4

A vizek kation összetételét, ezen belül a Na^+ és/vagy Mg^{2+} dominanciáját mutatják a Na %, SAR-érték és Mg % indikátorszámok, melyek alapján a vizek szikesítő hatása jellemezhető. A Na % a 28/2004 KvVM rendeletben meghatározott kibocsátási határértéket meghaladóan van jelen a szikkadó használt hévízben (>95 %). A Na^+ -túlsúly hatására kialakuló szikesedési kockázatot jelző SAR-érték 10 felett jelent veszélyt. A termálvíz és a csatorna vize minden esetben meghaladja ezt a határt. A Mg % a Mg^{2+} Ca^{2+} -hoz viszonyított arányát fejezi ki. A 30 Mg %-ot meghaladó vizek a talajban adszorpciós folyamatok során a talajkolloidok felületén felhalmozódhatnak, és káros fizikai degradációt, szikesedést okozhatnak. Ha a talajvízbe nagy mennyiségű Mg^{2+} jut, ez a hatás a talajvíz felől érvényesül az altalaj szikesítése által. A vizsgált és számolt paraméterek együttes elemzése után megállapítható, hogy a cserkeszőlői mintaterületen a termálvíz összes és

effektív sótartalma egyaránt kisebb, mint a talajvizeké. A talajvizekben a Ca^{2+} -és a Na^+ együttes dominanciája figyelhető meg, míg a termálvízben és a felszíni vízben a szikességet kialakító Na^+ és Mg^{2+} az uralkodó, amit a kémiai típusuk is jelez (5.6. táblázat). A termálvíz mind Na %, mind SAR-érték, mind pedig Mg % tekintetében kedvezőtlenül magas értékeket mutat. Ezen felül a szóda egyenérték is nagyban meghaladja az ideális 1 körüli értéket (lúgosítás).

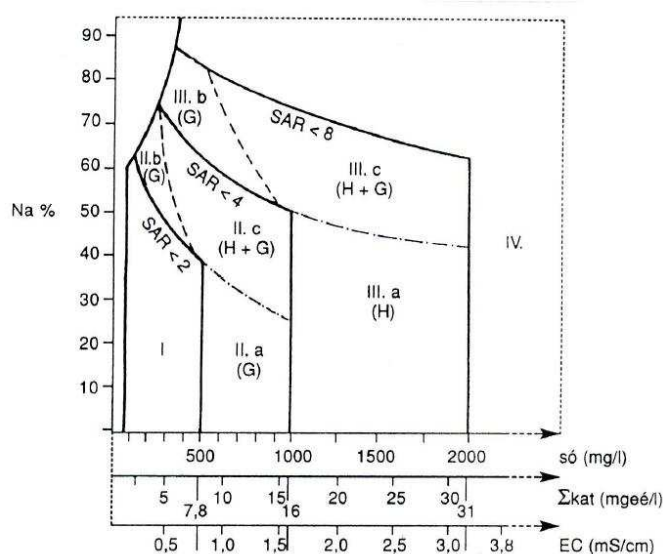
5.6. táblázat: A cserkeszölői vízminták mérési eredményeiből számolt vízminősítő paraméterek összefoglaló táblázata

Vízminta típus	Termál-víz	Felszíni csurgalékvíz	Talaj-víz	Talajvíz	Talajvíz (kontroll)	Talajvíz	Felszíni csurgalékvíz	Talajvíz (kontroll)
Mintasorszám	1 v	2 v	3 v	4 v	5 v	6 v	7 v	8 v
$(\text{Ca}+\text{Mg})_{\text{eff}}$ (mgeé/l)	-	-	22,63	28,23	15,02	-	-	19,45
Ca és Mg- CO_3 - $(\text{HCO}_3)_2$	0,19	0,21	3,44	3,62	3,66	1,37	0,18	3,45
$\Sigma\text{kat}_{\text{eff}}$ (mgeé/l)	22,59	20,23	44,04	55,84	42,63	23,51	13,61	47,07
Sz_e (mgeé/l)	10,66	10,58	-	-	-	20,62	21,81	-
Na%	98,63	98,34	44,79	46,25	59,48	95,08	97,48	54,53
SAR	78,91	71,30	5,89	6,89	9,01	33,21	62,07	8,14
Mg %	67,17	66,00	31,19	40,92	2,50	67,71	68,71	26,75
kémiai típus	Na- Mg- HCO_3	Na-Mg- HCO_3	Ca-Na- HCO_3	Ca-Na- HCO_3	Ca-Na- HCO_3	Na-Mg- HCO_3	Na- Mg- HCO_3	Ca-Na- HCO_3 -Cl

$\Sigma\text{kat}_{\text{eff}}$: effektív sókoncentráció, Sz_e : szóda egyenérték

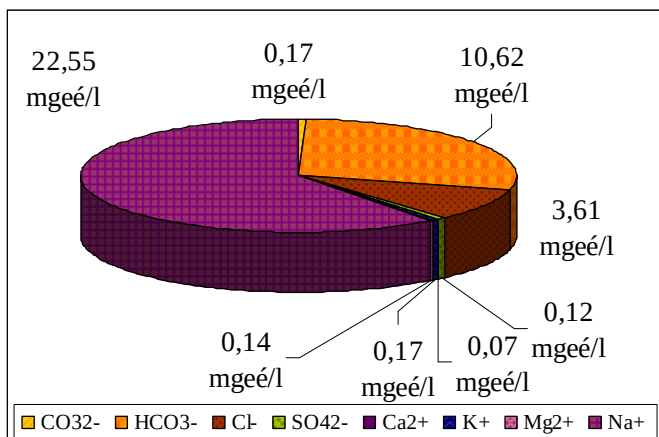
Öntözővíz-minőségi szempontból a használt termálvíz a csatornába érkezés pontján és a csatorna további két mintázott pontjában is a IV. minőségi osztályba sorolódik be (5.2. ábra), mely nagy Na % tartalma miatt öntözésre nem használható, és nem javítható. Beszivárgása által hatást gyakorol a talajvízre, mely hatás mértéke az adott talaj tulajdonságaitól függ (textúra, porozitás, szivárgási tényező, stb.) (Filep, 1999). Ioneloszlás tekintetében a szóda hidrolíziséből származó ionok vannak túlsúlyban a termálvízben (5.3. ábra), emellett nagy arányban tartalmaz Cl^- -ot, ami származhat antropogén forrásból (a hideg vizes medencék fertőtlenítése) és/vagy természetes forrásból. A kb. 1200 m-ről feltörő hévíz kémiai jellegét tekintve Na-Mg- HCO_3 -os.

Ezt a jelleget a csatornában folyó csurgalékvíz is megtartja. A kémiai módosító hatásokon kívül megfigyelhető, hogy a csatorna közelében a megütött talajvíztükör szintje akár 60 cm-rel is magasabb, mint a kontroll pontban (5.5. táblázat), így a kritikus talajvízszint fölé emelkedik (5.4. ábra), növelve a szikesedési kockázatot. A talajképződésben a talajvíznek ugyanis annál nagyobb a szerepe, minél közelebb van a felszínhez. Az 5.4. ábra kifejezi, hogy minél nagyobb a talajvíz sótartalma, annál na-



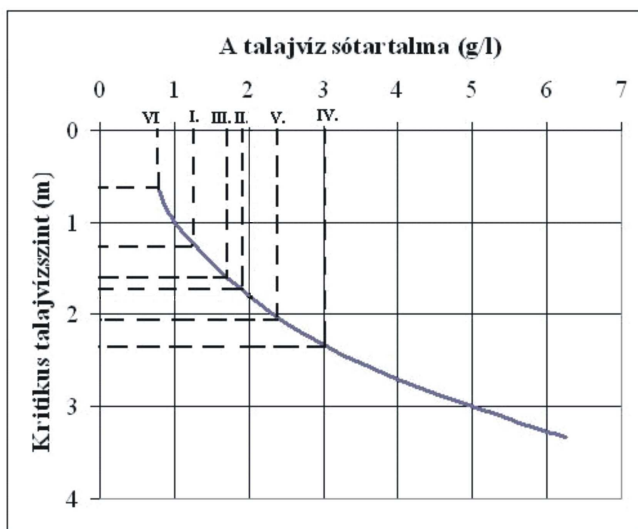
5.2. ábra: Öntözővíz minősítési diagram (Filep, 1999)

gyobb mélységben kell elhelyezkednie ahhoz, hogy a szelvényben ne történjen sófelhalmozódás. Az észlelt talajvízszintek minden mintázási pontban elérték, és meg is haladták a „kritikus talajvízszintet”.



5.3. ábra: A cserkeszőlői termákvíz ionösszetétele

tó, hogy a víz a felső mintázott szakaszon egyértelműen a csatornameder felől a környező területek felé áramlik (5.5. A ábra), szállítva az összes benne oldott anyagot/sót, ami végül a talajvízrendszerbe jut. Az alsó szakaszon (5.5. B ábra) a két mintázott nyugalmi talajvízszint közötti magasságkülönbség mindössze 5 cm 30 m-es távolságkülönbségen (0,2 cm/m), tehát a vizsgált keresztzelvényben a csatornamedertől távolodva kvázi stagnáló a talajvíz szintje. Az eredeti ÉNy-DK irányú vízáramlás a csatorna hatására megváltozott, a csatorna jobb partján visszaduzzasztó hatás érvényesül, a bal partján pedig a csatorna felől történő kiáramlás detektálható. Ez az áramlási profil magyarázza a talajvíz sótartalmának csatorna közelében mutatkozó változásait. A felső szakaszon (3v-5v) a csatornához legközelebb fekvő mintapontban a legalacsonyabb (1248 mg/l) a sótartalom (5.5. táblázat), míg a 35 és 60 m-re vett talajvizekben ennél magasabb (1768-1913 mg/l). Mivel feltételezhetően ezen a szakaszon a csatornában folyó, a talajvízénél kisebb sótartalmú (867 mg/l) csurgalék hévíz közvetlen kapcsolatban van a talajvízzel, lokális

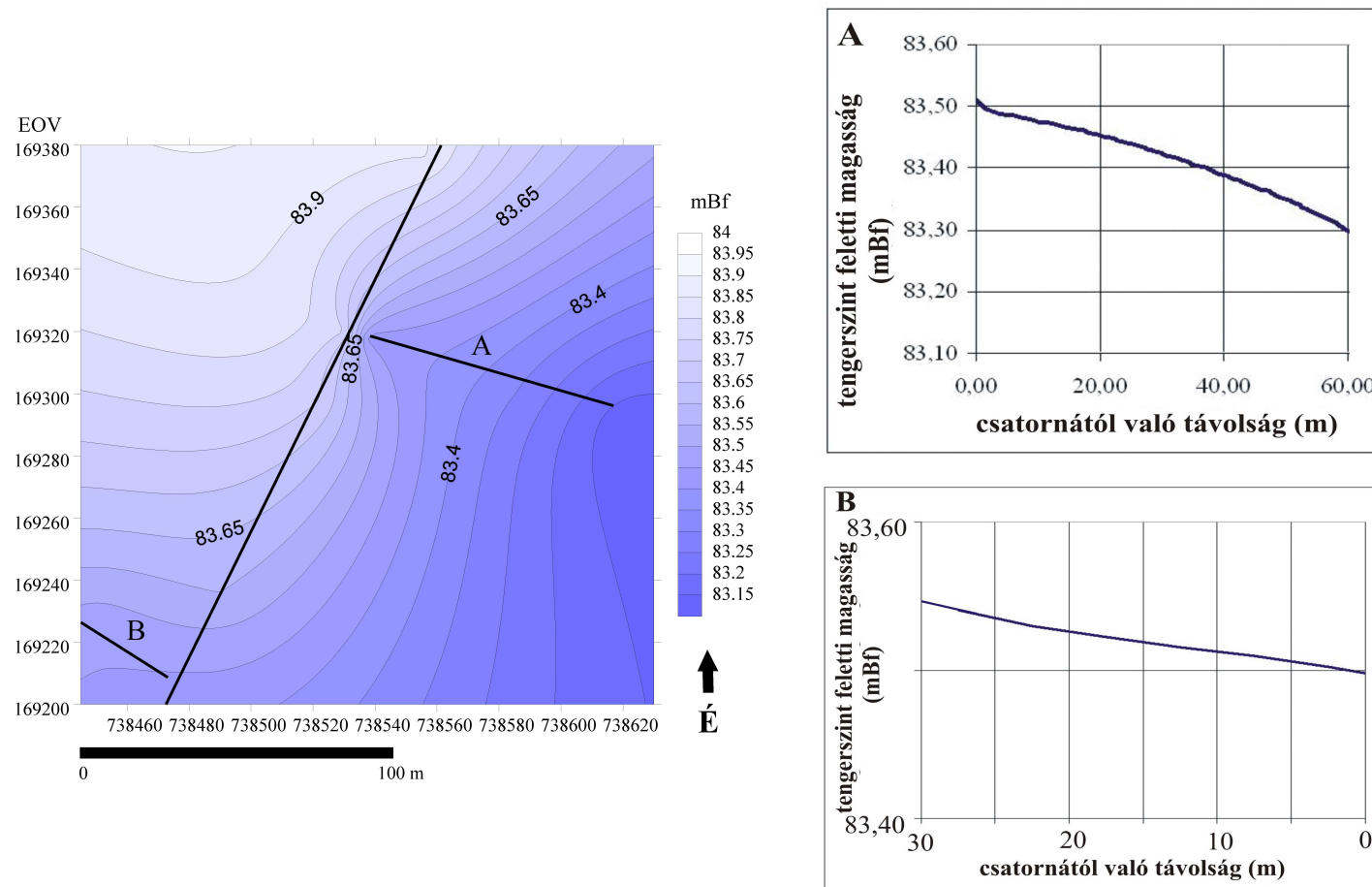


I. Cszs 3v II. Cszs 4v III. Cszs 5v IV. Cszs 6v V. Cszs 8v VI. Tk 1v

5.4. ábra: A talajvíz sótartalma alapján megállapított kritikus talajvízszintek Kovda (1973) szerint

A mintaterületen mélyített csatorna környezetében a talajvízáramlás öt mintázott pont alapján szerkesztett modellje (5.5. ábra) a térbeli interpoláció hibáiból adódóan csak tájékoztató jellegű. Az A-val és B-vel jelölt keresztmetszeti talajvízállás ábrák a terepen mért nyugalmi talajvízszintek valószínű értékeinek és a modell interpolációs értékeinek felhasználásával készültek. A talajvízszint alakulásából látha-

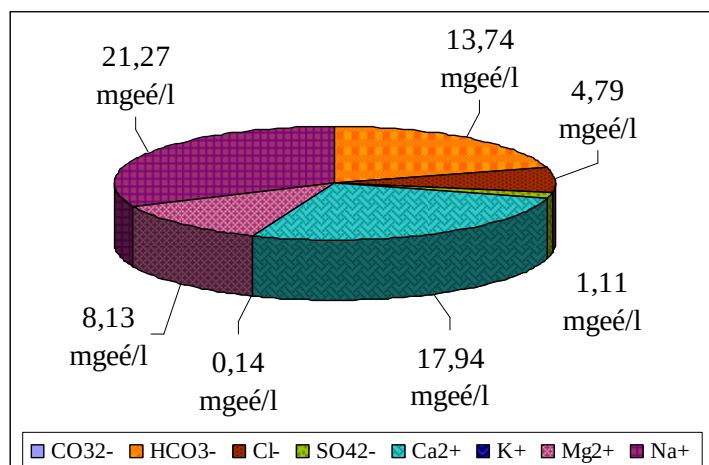
to, hogy a víz a felső mintázott szakaszon egyértelműen a csatornameder felől a környező területek felé áramlik (5.5. A ábra), szállítva az összes benne oldott anyagot/sót, ami végül a talajvízrendszerbe jut. Az alsó szakaszon (5.5. B ábra) a két mintázott nyugalmi talajvízszint közötti magasságkülönbség mindössze 5 cm 30 m-es távolságkülönbségen (0,2 cm/m), tehát a vizsgált keresztzelvényben a csatornamedertől távolodva kvázi stagnáló a talajvíz szintje. Az eredeti ÉNy-DK irányú vízáramlás a csatorna hatására megváltozott, a csatorna jobb partján visszaduzzasztó hatás érvényesül, a bal partján pedig a csatorna felől történő kiáramlás detektálható. Ez az áramlási profil magyarázza a talajvíz sótartalmának csatorna közelében mutatkozó változásait. A felső szakaszon (3v-5v) a csatornához legközelebb fekvő mintapontban a legalacsonyabb (1248 mg/l) a sótartalom (5.5. táblázat), míg a 35 és 60 m-re vett talajvizekben ennél magasabb (1768-1913 mg/l). Mivel feltételezhetően ezen a szakaszon a csatornában folyó, a talajvízénél kisebb sótartalmú (867 mg/l) csurgalék hévíz közvetlen kapcsolatban van a talajvízzel, lokális hígító hatása érvényesül. A medertől számított 35 m-re elhelyezkedő pontban ez a hatás már nem mutatható ki. A 2t pontban a 3t, kontroll ponthoz viszonyított magasabb sótartalom oka, hogy a környező területek felől érkező sós talajvizek ebben a pontban összefolynak, s innen irányt változtatva folytatják útjukat a mintázott kontroll pont felé (5.5. ábra). Az alsó szakaszon mérhető talajvíz sótartalom kb. két és félszerese a felső csatornaszakaszon mérhetőnek (5.5. táblázat). Az 5.5. ábrán megfigyelhető, hogy az alsó szakaszon (6v, 8v)



5.5. ábra: A cserkeszölői mintaterület talajvíz áramlási modellje
(A: a felső szakasz menti mintapontok keresztmetszeti nyugalmi talajvíz szintje, B: az alsó szakasz menti mintapontok keresztmetszeti nyugalmi talajvíz szintje)

a csatorna jobb partján mintázott keresztmetszet szerint a medertől távolodva közel stagnáló vízszint jellemző. Az ÉNy-ról lassú áramlással érkező talajoldat, és a csatornából meghatározott víznyomással beszivárgó csurgalékvíz találkozásának hatására a talajvíz áramlási iránya megváltozik, párhuzamossá válik a csatorna folyásirányával, és lelassul. Ez a vizek által szállított sók 4t pontban történő összetorlódása és betöményedése által magyarázza, hogy az alsó szakaszon a csatornához közelebb magasabb a talajvíz sótartalma, mint a kontroll pontban. A talajvíz sókoncentrációjának a csatorna folyásirányában tapasztalható növekedése egyben más talajtípust is jelez. A használt hévíz szikkadásának hatására a felső csatornaszakasz melletti talajvíz Na^+ -koncentrációja a kontrollhoz képest kismértékben csökken, mind abszolút, mind pedig - a többi kationhoz viszonyított - relatív értelemben. A Na^+ -koncentráció csökkenésével párhuzamosan a csatornaközeleli talajvízben a K^+ -koncentráció nő. Ezen változások azonban nem olyan mértékűek, hogy a talajvíz kémiai típusa megváltozzon. A hatás itt is csak lokálisan a csatornamedertől számított <35 m-ig mutatkozik. A csatorna alsó szakaszán a medertől távolodva közel azonos Na^+ -koncentrációk (633,7mg/l-634,4 mg/l) tapasztalhatók a talajvízben (5.5. táblázat). A csatornaközeleli talajvízben a Ca-tartalom azonban oly mértékben lecsökken, hogy ezáltal a Na^+ -arány megnő, ami a talajvízben kémiai típusváltást eredményez ($\text{Ca-Na-HCO}_3\text{-Cl} \rightarrow \text{Na-Mg-HCO}_3$). Ehhez hozzájárul, hogy a kontrollhoz képest a Mg % nagymértékű növekedése mutatható ki (2,5 Mg % $\rightarrow$ 31,19 Mg %) a csatornamedertől számított <60 m hatásterületen.

A talajvíz a termálvíztől eltérő ionkarakterisztikát mutat. A termálvíz igen alacsony Ca^{2+} -tartalmával szemben a talajvízben a Ca^{2+} - Na^+ arány szinte kiegyenlített (5.6. ábra). Így a talajvíz jellemzően nem haladja meg a 10-es SAR-értéket sem (5.6. táblázat). Az anionok közül a HCO_3^- (és a Cl^-) túlsúlya jellemző, ami a gyengén lúgos kémhatást is magyarázza.



5.6. ábra: A cserkeszőlői talajvíz jellemző ionösszetétele (3 v)

A kémiai paraméterekben megmutató változásokon túl a magas hőmérsékletű hévíz hővezetés által a csatornamedernek, a talajnak, s azon keresztül a talajvíznek többlet hőt szolgáltat. A csatorna folyásirányának mentén a csurgalék hévíz folyamatosan veszít hőtartalmából, ez tükröződik abban is, hogy a felső szakaszon mintegy 2,5 °C-kal, az alsó szakaszon pedig 1,5 °C-kal megnöveli a talajvíz hőmérsékletét (5.5. táblázat).

5.2.2. Tapasztalatok a tiszakécske-kerekdombi mintaterületen

A tiszakécske-kerekdombi mintaterületen a csatornába ömlő használt hévíz összes sótartalma 477 mg/l, ez alapján akár öntözésre is alkalmas lehetne. Ami ezt megakadályozza, az a lúgos kémhatása (8,78 pH) (5.7. táblázat) és magas Na %-a (90,13 %), valamint SAR-értéke (16,23) (5.8.

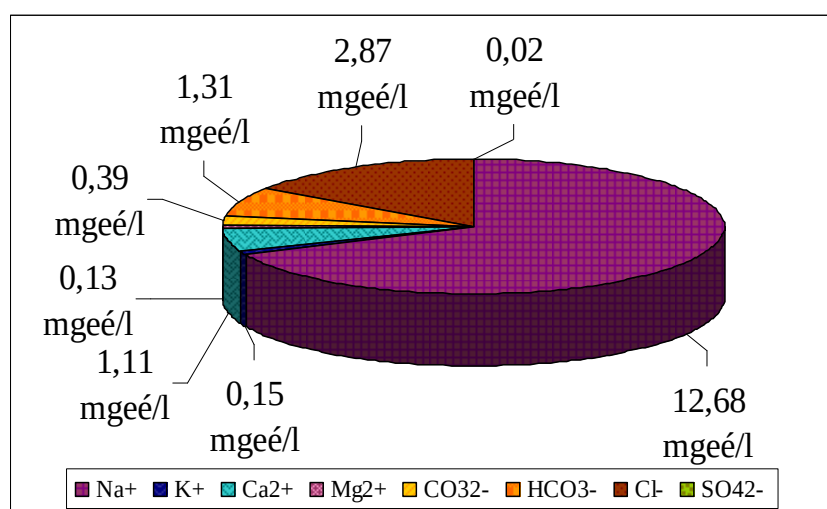
táblázat). Tehát annak ellenére, hogy a sótartalom nem magas, az ionarány kedvezőtlen a Na^+ dominanciája miatt. Öntözővíz-minőségi szempontból a használt hévíz a csatorna ezen szakaszán is a IV. minőségi osztályhoz tartozik, kiemelkedően magas $\text{Na} \%$ -a miatt (5.4. ábra).

A termálvízben az anionok közül a Cl^- és a HCO_3^- képvisel nagy arányt, a kationok közül pedig a Na^+ dominanciája figyelhető meg (5.7. ábra). Az 5.8. táblázat tanúsága alapján a termálvíz kémiai jellege szerint a $\text{Na-HCO}_3\text{-Cl}$ típusba sorolható. A termálvíz, és a csatornában folyó csurgalékvíz szikesítő hatása egyértelműen kimutatható. A csatorna vize 600 mg/l-es sótartalmával a sófelhalmozódási koncentráció határt ($> 500 \text{ mg/l}$) (Darab és Ferencz, 1969) is meghaladja.

A csatornaközei talajvizek kémhatása gyengén lúgos, ami a kontrollok esetén egyre inkább a semleges felé mozdul el (5.7. táblázat), ez jelzi a lúgos szikkadó termálvíz hatását. A felső szakaszon a csatornameder alatti homok szelvényen keresztül a víz a benne oldott anyagokkal együtt gravitációs

úton gyorsan a talajvízbe jut.

A csatornamedertől a kontroll pontok felé csökkenő tendenciát mutat a talajvíz összes sótartalma ($754 \text{ mg/l} \rightarrow 507 \text{ mg/l}$) és valódi ható sótartalma ($22 \text{ mgeé/l} \rightarrow 16,34 \text{ mgeé/l}$) éppúgy, mint Na^+ -koncentrációja ($319,5 \text{ mg/l} \rightarrow 179,1 \text{ mg/l}$) és -aránya ($61,74 \text{ Na}\% \rightarrow 46,82 \text{ Na}\%$, $6,95 \rightarrow 3,71 \text{ SAR}$), alátámasztva a szikkadó hévíz hatását a talajvízre (5.8. táblázat).



5.7. ábra: A tiszakécske-kerekdombi termálvíz ionösszetétele

5.7. táblázat: A tiszakécske-kerekdombi vízminták mérési eredményeinek összefoglaló táblázata

Vízminta típus	Talajvíz	Termálvíz	Felszíni csurgalékvíz	Talajvíz	Talajvíz (kontroll)	Talajvíz (kontroll)
Mintasám	1 v	2 v	3 v	5 v	6 v	7 v
pH	8,19	8,78	8,14	8,47	7,67	7,86
Összes só (mg/l)	754	477	600	509	507	557
CO_3^{2-} (mg/l)	5,82	11,64	1,46	8,73	0	2,91
HCO_3^- (mg/l)	109,46	79,88	115,38	94,67	71	56,21
Cl^- (mg/l)	107,86	101,97	113,74	100,01	105,9	60,79
SO_4^{2-} (mg/l)	39,1	0,81	2,88	5,22	34,56	37,23
Ca^{2+} (mg/l)	120,8	22,21	20,76	32,19	132,7	148,1
K^+ (mg/l)	22,99	5,9	8,22	5,63	1,31	33,13
Mg^{2+} (mg/l)	23,73	1,51	2,12	5,81	26,11	78,33
Na^+ (mg/l)	319,5	291,6	342,1	293,1	179,1	123,3
megütött talajvíz mélység (cm)	180	-	-	270	120	373
nyugalmi talajvíz mélység (cm)	171	-	-	236	105	353
terepi T (°C)	16,2	-	-	15,2	15,5	-

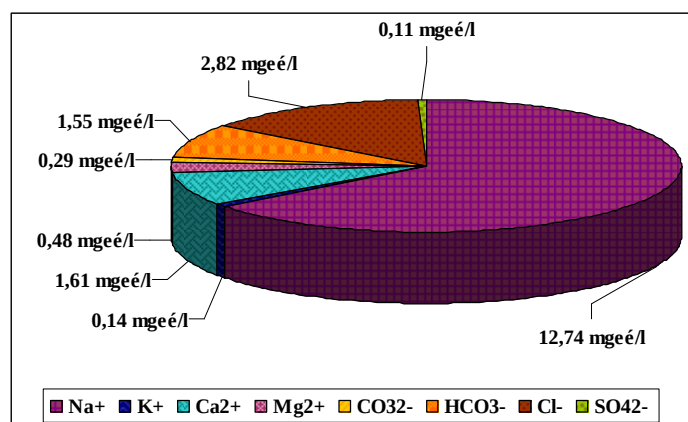
5.8. táblázat: A tiszakécske-kerekdombi vízminták mérési eredményeiből számolt vízminősítő paraméterek összefoglaló táblázata

Vízminta típus	Talajvíz	Termálvíz	Felszíni csurgalékvíz	Talajvíz	Talajvíz (kontroll)	Talajvíz (kontroll)
Mintasorszám	1 v	2 v	3 v	5 v	6 v	7 v
$(Ca+Mg)_{eff}$ (mgeé/l)	7,52	0,81	0,73	1,63	8,52	13,68
Ca és $Mg-CO_3-(HCO_3)_2$	0,50	0,42	0,49	0,46	0,29	0,25
Σkat_{eff} (mgeé/l)	22,00	13,64	15,81	14,52	16,34	19,89
Sz_e (mgeé/l)	-	0,46	0,73	-	-	-
Na %	61,74	90,13	91,26	85,06	46,82	26,61
SAR	6,95	16,23	19,20	12,44	3,71	2,03
Mg %	24,66	10,20	14,53	23,13	24,69	46,85
kémiai típus	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	Na-HCO ₃ -Cl	Na-HCO ₃ -Cl	Na-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -Cl	Ca-Mg-HCO ₃ -Cl

Σkat_{eff} : effektív sókoncentráció, Sz_e : szódá egyenérték

A talajvíz Na^+ -tartalmának növekedése miatt az ionösszetétel dominancia sorrendje átrendeződött: a kontroll talajvíz Ca-Na-HCO₃-Cl típusú, ezzel szemben a csatorna közelében mintázott talajvíz Na-Ca-HCO₃-Cl típusúra váltott. A mederközeli talajvízben a kontrollhoz képest a K^+ -koncentráció növekedése (1,31 mg/l → 22,99 mg/l) is detektálható (5.7. táblázat). Az 5.2. ábrán bemutatott öntözővíz-minőség norma alapján is látszik, hogy a csatorna közelében a víz minősége romlott, ugyanis a kontroll talajvíz a II. c, a csatornaközi talajvíz pedig a III. c minőségi osztályba tartozik. A kontroll talajvíz hígítás vagy kémiai javítás után alkalmas lenne nem szikes talajok öntözésére, a csatornaközi talajvíz javítás után is csak feltételesen, meghatározott talajok öntözésére lenne használható. A csatorna felső szakasza mellett a használt hévíz 0,7 °C-os hőmérséklet-növekedést is előidézett a talajvízben.

Az alsó csatornaszakaszon a talajvíz sótartalma a csatornától távolodva növekszik (509 mg/l → 557 mg/l), a Na% azonban a felső szakaszon tapasztalt tendenciát mutatja még markánsabban (32,21 % → 87,04 %), szokatlanul magas Na %-ot és SAR-értéket mutatva. Ez azért lehetséges, mert a termálvíz az alsó szakaszon Ca^{2+} - és Mg^{2+} -koncentráció tekintetében hígítja a talajvizet, emellett az 5.8. táblázat tanúsága alapján a csatornaközi talajvízben kevesebb az ionos formában maradt Ca^{2+} és Mg^{2+} , ezzel párhuzamosan ezen kationok sók formájában kiválva nagyobb mennyi-

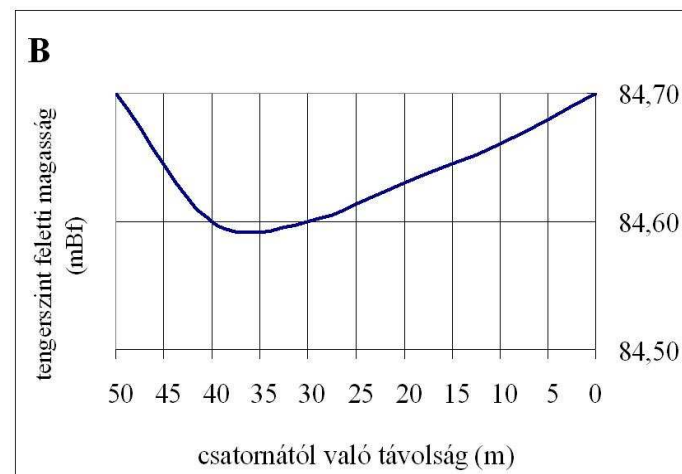
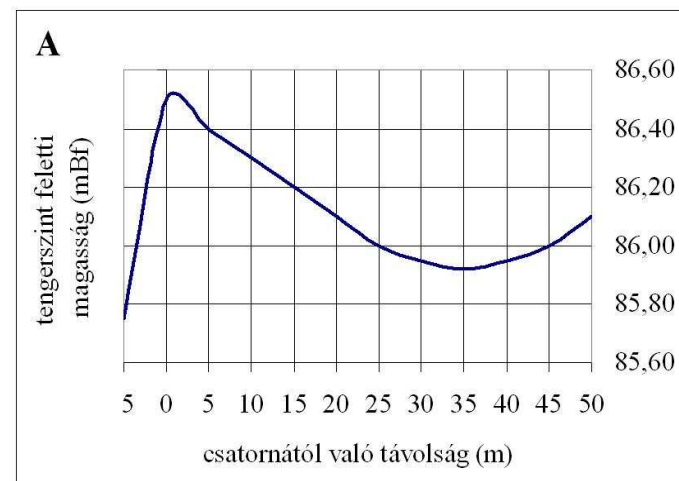
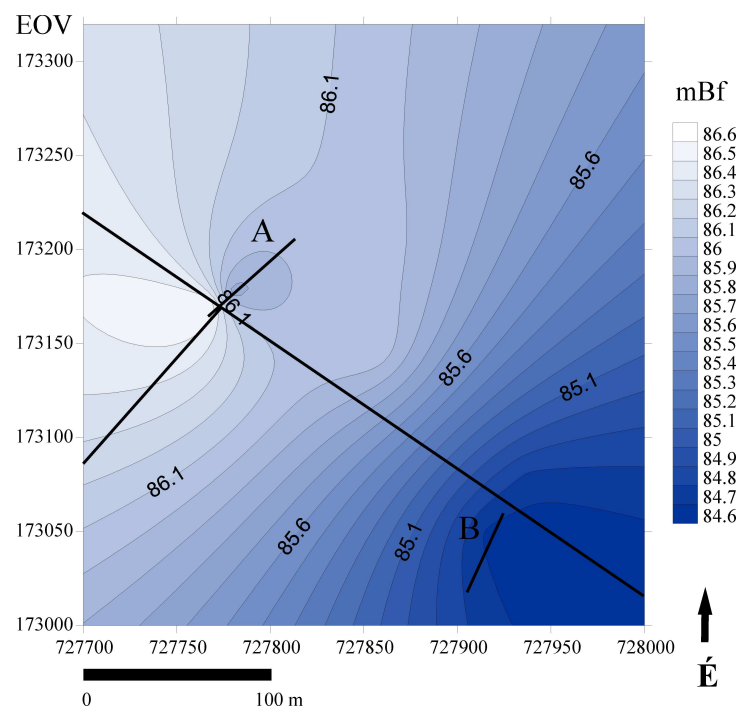


5.8. ábra: A tiszakécske-kerekdombi talajvíz jellemző ionösszetétele (1 v)

ségben voltak jelen. A K^+ -tartalom szintén csökkenést mutat a meder közeli talajvízben. Mindeközben a Na^+ -koncentráció megduplázódik. A használt termálvíz nagy Na %-ának köszönhetően tehát a csatorna közelében mintázott talajvizek is átvették ezt a Na^+ -os jelleget (5.8. ábra). A medertől 50 m-es távolságban a Na^+ azonban már nem dominál, a szikkadó termálvíz hatása már nem számottevő. A kontroll pontok kationjai közül a Ca^{2+} dominál a Na^+ mellett, a csa-

torna felé haladva azonban teljesen a Na^+ lett az uralkodó. A kontroll pont talajvize $\text{Ca-Mg-HCO}_3\text{-Cl}$ kémiai típusa a csatornameder felé haladva $\text{Na-HCO}_3\text{-Cl}$ típusúra vált, ami a szikkadó hévíz kémiai típusával egyezik meg. Az alsó csatornaszakasz melletti talajvízben a minőségromlás a felső szakasznál tapasztalt esetnél is nagyobb mértékű volt. A kontroll talajvíz a II.a öntözővíz-minőségi osztályba tartozik, mely homok és vályog talajok öntözésére javítás nélkül is alkalmas lenne. A meder közeli talajvíz kémiai paraméterei oly mértékben megváltoztak a szikkadó csurgalékvíz hatására, hogy ezek alapján a víz már csak a IV. kategóriába (5.4. ábra) volt besorolható, éppúgy, mint a csatornában folyó használt hévíz.

A terület négy mintapontja alapján szerkesztett tájékoztató jellegű talajvíz-áramlási modell szerint az eredeti NyÉNy-KDK irányú talajvízáramlással párhuzamosan mélyült az Ankalaposi-csatorna a mintázott területen, mely csak kis mértékben, a befolyási pontnál módosítja az áramlási irányt (5.9. A ábra), ahol lokális kiáramlás történik. Összességében azonban a csatornában szikkadó használt termálvíz talajvízszint-növelő hatása ezen a mintaterületen nem egyértelműen bizonyítható, a talajvíz-áramlási rendszert a csatorna a mintázás időszakában igazolhatóan nem befolyásolja. A nyári mintázási időpontban (2009. 06. 03.) a csatornában igen alacsony vízszint volt jellemző, s a területen a talajvíz szintje is igen mélyen volt (5.7. táblázat), tehát közvetlenül nem érintkezhetett egymással a szikkadó hévíz és a talajvíz, azonban a beszivárgási mélység és a talajvíz között a sók és az ionok diffúzióval történő mozgása valószínűsíthető. A tiszakécske-kerekdombi mintaterületen a kertészetből kikerülő változó vízhozam miatt (télen sok, nyáron kevés vagy nincs) a vízáramlás iránya időről időre megváltozhat, ami félévenként nagy változásokat idézhet elő a környező területek talajainak kémiai-fizikai paramétereiben is.



5.9. ábra: A tiszakécske-kerekdombi mintaterület talajvíz áramlási modellje
(A: a felső szakasz menti mintapontok nyugalmi talajvíz szintje, B: a középső szakasz menti mintapontok nyugalmi talajvíz szintje)

5.2.3. Részösszegzés

A vizsgált mintaterületeken végigfutó csatornáknál szikkadó csurgalék hévíz hatásai a következőkben foglalhatók össze:

A cserkeszőlői mintaterületen a szikkadó használt hévíz magas Na %-kal, gyengén lúgos pH-val, és mérsékelten magas sótartalommal bír. Az öntözővíz-minőség norma alapján a nagy Na-arány miatt a IV., legkedvezőtlenebb minőségi osztályba sorolódott, amely öntözésre alkalmatlanná teszi. Ez a víz, szikkadása által a csatorna különböző szakaszain vizsgált talajvizekre eltérő hatást gyakorol. A felső szakaszon:

- a talajvíz szintjét minden mintázott pontban a „kritikus talajvízszint”, fölé emeli (1,6 m → 1m)
- hőmérsékletét emeli (16,3 °C → 18,9 °C)
- a talajvíz sótartalmát lokálisan csökkenti (1768 mg/l → 1248 mg/l), ami azonban még így is elég magas koncentrációval bír ahhoz, hogy a talajban sófelhalmozódást indukáljon
- a talajvíz Na⁺-koncentrációját és -arányát egyaránt csökkenti (633,3 mg/l → 489,1 mg/l; 59,48 Na % → 44,79 Na %; 9,01 → 5,89 SAR)

A talajvizek az öntözővíz-minőségi kategóriák szerint a III.a és III.c csoportba sorolhatók be. Ezen vizek javítás után is csak bizonyos talajok öntözésére alkalmazhatók. Tehát a talajvizek talajjal való kölcsönhatása kapcsán szikesedési folyamatok megjelenése várható.

Az alsó szakaszon a használt hévíz beszivárgása által:

- nő a talajvíz-hőmérséklet (16,4 °C → 17,9 °C)
- gyarapszik a talajvíz sótartalma (2431 mg/l → 3032 mg/l)
- csökken a talajvíz Ca²⁺-koncentrációja (335,5 mg/l → 8,86 mg/l), ezáltal
 - közvetetten nő a talajvíz Na-aránya (54,53 Na % → 95,08 Na %, 8,14 → 33,21 SAR), ami kapcsán szikesítő hatás érvényesül
 - közvetetten nő a talajvíz Mg-aránya (26,75 Mg % → 67,71 Mg %), ami kapcsán talajdegradációs hatás érvényesül
- nő a csatornaközei talajvíz szódaegyenértéke, ami a szikesítő hatású sók megjelenését mutatja. Ez, a nagy talajvíz-sótartalommal összhangban a talajvíz erős szikesítő hatását igazolja, és lúgos kémhatását is alátámasztja.
- megváltozik a talajvíz kémiai típusa (Ca-Na-HCO₃-Cl → Na-Mg-HCO₃)

A csatorna alsó szakasza melletti talajvizek öntözővíz-minőségi szempontból a IV. kategóriába tartoznak, melyek nem javíthatók és nem használhatók öntözésre nagy sótartalmuk és/vagy Na⁺-tartalmuk miatt.

Megállapítható, hogy a területen eleve nagy sótartalmú talajvizek találhatók. A hévíz szikkadása a csatorna bal partján hígítja a talajvizet, ezáltal mérsékli a sófelhalmozódási/szikesedési folyamatok ütemét. A jobb parton a nagy sótartalmú talajvízre visszaduzzasztó hatás érvényesül a csatorna felől, ezáltal a szikesedési folyamatok kifejlődésének gyorsabb üteme várható, mint a felső szakaszon. A használt hévíz a talajvízben okozott változások által olyan szituációt teremt, pl. a talajvíztükör szintjének mesterséges megemlése által, amely a természetben általában magától nem, csak antropogén hatásra alakul ki, és segíti a környező talajokban a szikesedés részfolyamatainak felerősödését.

A tiszakécske-kerekdombi mintaterületen szikkadó használt hévíz lúgos kémhatással, kis sótartalommal és magas Na %-kal jellemezhető. A cserkeszőlői csurgalék termálvízhez hasonlóan a IV. öntözővíz-minőségi osztályba sorolható. A szikkadás hatására a talajvízben megmutatkozó változások az alábbiakban foglalhatók össze:

A felső szakaszon a használt hévíz hatása nyomon követhető:

- a talajvíz pH-jának növelésében (lúgosító hatás: 7,67 → 8,19);
- a talajvíz sótartalmának gyarapításában (507 mg/l → 754 mg/l);
- a talajvíz Na⁺-koncentrációjának növelésében (179,1 mg/l → 319,5 mg/l), s ezáltal Na %-ának és SAR-értékének közvetlen növelésében (46,82 % → 61,74 %; 3,71 → 6,95);
- a talajvíz kémiai típusának változásában (Ca-Na-HCO₃-Cl → Na-Ca-HCO₃-Cl)
- a talajvíz öntözővíz-minőség szempontú degradációjában (II.c → III.c).

Az alsó szakaszon a hatások összefoglalhatók:

- a talajvíz pH-jának növelésében (7,86 → 8,47)
- a talajvíz sótartalmának kismértékű csökkenésében (557 mg/l → 509 mg/l)
- a Na % nagymértékű növelésében (26,61 % → 85,06 %), ami a Na⁺-koncentráció növekedése és a többi kicserélhető kation koncentrációjának egyidejű csökkenése hatására valósult meg.
- a Mg % csökkenésében (46,85 % → 23,13 %)
- a talajvíz kémiai típusváltásában (Ca-Mg-HCO₃-Cl → Na-HCO₃-Cl)
- a talajvíz nagymértékű minőségi romlásában (II.a → IV).

Összegezve a termálvíz szikesítő és lúgosító hatása detektálható. A talajvizek sókoncentrációja meghaladja az 500 mg/l-es határkoncentrációt, amely a talaj sófelhalmozódásával kapcsolatban kockázatot jelent. A csatornameder közelében a talajvíz által érintett altalajban a rossz minőségű talajvíz szikesedést indukálhat. Ezen a mintaterületen a hőhatás csak kis mértékben jelentkezik. Ebben szerepet játszik, hogy a kertészet energetikai hévízhasznosításából adódóan a csatornába érkező csurgalékvíz hőmérséklete eleve kisebb, a mintázott időpontban a csatornában folyó víz mennyisége is kisebb, és a mintaterületen jellemző homoktalaj hőszigetelő tulajdonsága, valamint az alacsony talajvízszint szintén hozzájárul a talajvízre ható hőhatás csökkentésében.

A továbbiakban a termálvíz szikkadás talajvízre kifejtett hatásának ismeretében a talajra gyakorolt direkt vagy indirekt hatásait kutatom, hiszen az, hogy egy adott területen a termálvíz és/vagy a talajvizek szikesedési kockázatot hordoznak, nem jelenti szükségszerűen azt, hogy a szikesedés kifejlődése igazolható. Ez nagyban függ a talaj típusától, funkcionális állapotától, diagnosztikai paramétereitől és a rá ható egyéb tényezőktől is.

5.3 A használt termálvíz hatása a talajra

5.3.1. A termálvíz szikkadás természetes és antropogén hatásainak jellemzése a WRB talajosztályozási rendszer minősítői alapján

Egy adott talaj jellemzőit, funkcióit és a rá ható, vagy kialakító folyamatokat jól áttekinthetjük, ha besoroljuk különböző talajosztályozási rendszerekbe. Az általam vizsgált talajok magyar genetikai talajosztályozási, majd WRB (2006) rendszerbe történő besorolásával azt vizsgáltam, hogy a csatorna melletti és a kontroll pontok talajai között van-e a szikkadás hatására bekö-

vetkező olyan mértékű változás, ami ezen szelvények besorolásában - akár csak a elő- vagy utó-minősítők szintjén is - eltérést okoz.

A Stefanovits Pál által az 1950-es években kidolgozott magyar genetikus talajosztályozási rendszer négy hierarchikus szintet különböztet meg: 9 főtípus, 38 típus, kb. 90 altípus és ezek változatai építik fel. Az egyes osztályozási egységek folyamattársulásokat foglalnak össze (Novák, 2005). A talajban lezajló folyamatok ellentétpárokat alkotnak, melyek egymással dinamikus egyensúlyban vannak (5.9. táblázat). Egyazon talajtípusba azokat a talajokat sorolja, amelyek hasonló környezeti tényezők együttes hatására alakultak ki, a talajfejlődés folyamán hasonló fejlődési állapotot értek el és ugyanazon folyamattársulással jellemezhetők (Stefanovits, 1999). A magyar genetikus osztályozás hátránya, hogy a talajok definiálhatósága nem egyértelmű, a legfőbb osztályozási elve (képződés/genetika) közvetlenül nem tanulmányozható, és hogy a nemzetközi osztályozási rendszerrel az egyes egységek nehezen azonosíthatók.

5.9. táblázat: A talajosztályozás szempontjai (Novák, 2005 alapján)

Faktorok (tényezők)	Folyamat(pár)ok	Ismérvek (fizikai, kémiai sajátosságok)	Funkciók
klíma	szervesanyag felhalmozódás-szervesanyag bomlás	szín	pufferkapacitás
topográfia	nedvesedés-kiszáradás	szerkezet	terhelhetőség
kor	sófelhalmozódás-kilúgzás	kationcsere képesség	terméshozam
alapkőzet	agyagszétesés (podzolosodás)-agyagosodás	bázistelítettség	használat módja
vegetáció	agyagvándorlás (lessivage)-agyagkicsapódás	pH	ökotóp képző funkció
emberi hatások	oxidáció-redukció	vízáteresztő képesség	
	savanyodás-lúgosodás	szervesanyag-tartalom	
	szerkezetképződés-szerkezetleromlás		
	talajpusztulás (erózió)-talajborítás (szedimentáció)		

Ennél a besorolásnál differenciáltabb a legmodernebb nemzetközi osztályozási rendszerek egyike, a WRB (World Reference Base for Soil Resources, 2006)-rendszer, melynek adaptálása, és magyarországi talajokra való alkalmazása a talajtan jelenleg is fontos kutatási területe. A 32 talajcsoportot (Reference Soil Group) tartalmazó talajosztályozási rendszer a magyarral ellentétben diagnosztikai szemléletű, amelyben a talajképző folyamatok helyett a folyamatok eredményeként kialakult diagnosztikai szintek, tulajdonságok és anyagok kerülnek előtérbe. Sikere az objektívebb értékelésnek köszönhető, mivel a besorolás pontosan definiált és számszerűsített paraméterek alapján történik (Michéli, 2005). Célja, hogy megvalósítsa a nemzeti és a helyi rendszerek közötti kommunikációt és korrelációt, valamint hogy átfogó terepi gyakorlat alapjaként szolgáljon, mely révén a világ talajainak eredményes és egységes osztályozása jön létre magas és közepes kategóriaszintek elkülönítésével (Rossiter, 2007), ami megfelelő bázist szolgáltat különböző tematikus térképek létrehozásához.

A WRB (2006) rendszer két fő részből áll össze:

- **Referencia Bázis:** 32, talajképződésük, földrajzi elhelyezkedésük, és felhasználásukra vonatkozó lehetőségeik alapján jelentősen elkülönülő, hierarchikus sorrendben megadott referencia talajcsoport.
- **WRB Osztályozási Rendszer:** a talajszelvények minél pontosabb leírását és osztályozását lehetővé tevő minősítők jegyzéke.

A talajok WRB (2006) rendszerbe történő besorolását egy meghatározott sorrendű kulcs segíti:

1. a szintek megjelenésének, vastagságának és mélységének összevetése a WRB (2006) diagnosztikai kategóriáinak követelményeivel (morfológiai és/vagy analitikai adatok alapján). (A talajok szintjeinek, tulajdonságainak, anyagainak részletesebb jellemzése a Guidelines for Soil Description (FAO, 2006) segédletben található.)

2. a meglévő diagnosztikai kategóriák összevetése az osztályozás első szintjét jelentő WRB kulcs követelményeivel. (A kulcson sorrendben kell végighaladni, mindaddig, amíg ahhoz a referencia-csoporthoz nem jutunk, amelyik valamennyi követelményének elsőként felel meg a besorolni kívánt talajszelvény.)

Az osztályozás második szintjén minősítők meghatározására kerül sor:

- **Előtag minősítők** (Prefix qualifiers): az adott talajcsoportra tipikusan jellemző, illetve a más talajcsoportokhoz hajló átmeneti tulajdonságokra utalnak;
- **Utótag minősítők** (Suffix qualifiers): minden más olyan minősítő, amely vonatkozhat diagnosztikai szintekre, anyagokra, tulajdonságokra (pl. kémiai, fizikai, ásványtani, textúra tulajdonságok stb.).

Az előtag minősítők mindig a talajcsoport előtt, az utótag minősítők pedig a mögött, zárójelben helyezkednek el. Egy talajszelvénynek több elő- és utótag minősítője lehet egyidejűleg. A specifikáló (pontosító) tagok (pl. Bathy-, Cumuli-, Epi-, Endo-, Hyper-, Hypo-, Ortho-, Para-, Proto-, Thapto-) az adott minősítő meghatározott jellegzetességére utalnak, és bármely talajtípus esetén alkalmazhatók. Ezekkel a minősítőkkel lehet elérni a szelvény minél árnyaltabb, pontosabb jellemzését, és elkülönítését a többi, hasonló megjelenésű talajszelvénytől.

5.3.1.1. A hévíz szikkadás kapcsán potenciálisan megjelenő természetes és antropogén diagnosztikai szintek elkülöníthetősége

Az 5.1 alfejezetben tárgyaltak alapján a használt hévíz szikkadás kapcsán a WRB rendszer természetes diagnosztikai szintjei közül a natric és a salic szint megjelenését, az emberi hatásra keletkezett horizontjai közül pedig a hydragric és az irrigric szintek elkülöníthetőségét vizsgáltam. Ezen horizontok bármelyikének megjelenésével a másodlagos nátriumos szikesedési vagy sósdási folyamatok jellemezhetőek lennének.

A talajra ható használt hévíz nagy Na %-a és a talajban megmutatkozó magas Mg_s % miatt indokolt lenne a **natric** felszín alatti horizont megjelenése, mely a felette elhelyezkedő szelvényrészhez képest nagyobb kicserélhető Na^+ - és/vagy Mg^{2+} -tartalommal, határozottan nagyobb agyagtartalommal, valamint oszlopos vagy prizmás struktúrával rendelkezik. A kicserélhető Na^+ aránya >15 % kell legyen a felső 40 cm-ben, vagy pH 8,2 esetén a kicserélhető $Na^+ + Mg^{2+}$ koncentrációja nagyobb értéket kell hogy adjon a Ca^{2+} -énál. Jellemző rá a gyenge aggregátum stabilitás, az alacsony permeabilitás és az erősen lúgos pH. A SAR-érték pedig >13 kell hogy legyen. Ez a horizont gyakorlatilag a szolonyeczek B-szintjének diagnosztikai paramétereit írja le. A vizsgált paraméterek alapján meghatároztam, hogy a hatások még nem olyan mértékűek, hogy az adott szint minden egyes kritériumának eleget tegyenek. A $Na_s\%$ és a $Mg_s\%$ nem éri el a kívánt szintet, emellett a terepi tapasztalatok és a laboratóriumi vizsgálati eredmények is igazolják a jellegzetes strukturális és texturális jegyek hiányát.

A termálvíz és talajvíz magas sótartalma kapcsán a potenciális sófelhalmozódási kockázat miatt a **salic** szint elkülöníthetőségét is vizsgáltam. A salic szint felszíni, vagy sekély mélységben elhelyezkedő réteg, mely a gipsznél nagyobb oldhatósággal rendelkező sók másodlagos feldúsulását mutatja. Kritériumai közé tartozik, hogy az összes só tartalmat kifejező EC érték meghaladja a 15 dS/m-t, vagy pH 8,5 felett a 8 dS/m-t. Ezen követelmények a szoloncsák talajok sós szintjének felelnek meg. A rendszer megkülönbözteti a felszínen sós (External Solonchak) és a felszín alatt sós (Internal Solonchak) típusokat. Kiemeli, hogy a sók csak a száraz időben válnak ki, egyébként látható formában nincsenek jelen a szelvényben. Ezeken a talajokon csak a halofita és a sótűrő növények élnek meg, tehát megjelenése esetén a mezőgazdasági művelés nagymértékben gátolt lenne. A diagnosztikai paraméterek elemzése után kijelenthető, hogy a csatornák környékén jelenleg még csak gyenge sófelhalmozódás tapasztalható, ami nem teljesíti ezen diagnosztikai szint követelményeit. Terepi tapasztalataim szintén azt támasztják alá, hogy a csatornaközelű területek növénytermesztési gyakorlata nem gátolt és a talajok termékenységromlásának látható jelei nincsenek.

Az antropogén hatást mutató szintek az öntözéshez és mezőgazdasági műveléshez köthetők. Mivel a csatornákból történő talajba szivárgás hatásai hasonlóak az öntözés által előidézett, víztöbbletbe kapcsolódó talajtani hatásokhoz, ezen horizontok megjelenését is vizsgáltam. Az említett szintek elhatárolása a csatornamenti területek kultivációja miatt is valószínűsíthető. A **hydragric** felszín alatti horizont a vizes talajművelés hatását tükrözi, mely a vas-, mangán bevonatok és a sötétebb talajszín által jelenik meg. Habár a szelvényekre jellemző volt a vas- és mangántartalom, ami kiválások formájában is megjelent, a színbeli kritérium megfelelő vastagságú rétegben mégsem volt felfedezhető, ezért a hydragric szintet nem lehetett elkülöníteni.

Az **irragric** horizont olyan egységes struktúrájú felszíni horizont, amely folyamatos, nagy oldható só és szerves anyag tartalmú vízzel való öntözés hatására fejlődik ki. Agyagtartalma magasabb, mint az alatta fekvő horizontoké, és szerves C-tartalma eléri a 0,5-et. A szint 25 %-át állattáratok és koprolit teszi ki, tehát a nagy szerves anyagtartalom mellett az aktív talajélet is jellemzi. Annak ellenére, hogy a csatornák közvetlen közelében aktív talajélet és nagy szervesanyag-tartalom mutatható ki, a csatorna melletti szelvények az irragric szint mert texturális elvárásainak a felszínen nem feleltek meg.

Megállapítható tehát, hogy egyik feltételezett természetes vagy antropogén hatásra kialakult horizont sem különíthető el a csatornák közelében.

5.3.1.2. A mintázott talajok WRB nemzetközi talajosztályozási és magyar genetikai talajosztályozási rendszerbe sorolásának eredményei

A fentiek alapján elvégeztem a két kiválasztott mintaterület talajainak besorolását. A cserkeszőlői talajminták esetén a csatornát két szakaszra bontottam. A felső szakaszhoz az 1t, 2t, 3t (kontroll) mintapontok tartoztak, az alsó szakaszhoz pedig a 4t, 5t (kontroll) mintapontok (4.2. ábra).

A felső csatornaszakasz talaja a magyar genetikai osztályozás szerint réti csernozjom, ami a másodlagosan elszikesedett talajok gyengén szoloncsákos, mélyben karbonátos típusának bélyegeit mutatja. A sófelhalmozódás nátriumos kémiai jelleggel bír. A diagnosztikai paraméterek (4. melléklet 1. táblázat) alapján a nemzetközi WRB rendszerben a CHERNOZEM-eknél soroltam ki,

majd a szelvényjellemzés pontosításához az elő- és utóminősítőket vettem végig (5. melléklet 1. táblázat). A besorolás után a csatornaközei szelvény Luvic Orthicalcic Chernozem (Pachic)-ként, a csatornától távolabbi két talajtípus pedig Luvic Orthicalcic Chernozem (Anthric, Pachic)-ként volt azonosítható. A csatorna közelében eltérés mutatkozik a suffixek terén a távolabbi, kontroll mintapontokhoz képest, a talaj megnevezése egy Anthric utóminősítővel bővült. Ez ebben az esetben annyi különbséget jelent a csatornaközei és a távolabbi szelvények között, hogy míg a csatorna mellől 10 m-re vett talajminta a csatorna és a mezőgazdasági hasznosítás alatt álló terület mezsgyéjéről, addig a csatornától 35 m-re és 60 m-re vett kontroll minta már kultivált területről származott. A hasznosításon kívül diagnosztikai paraméterekben nem volt olyan mértékű eltérés, ami a talajok más-más irányú besorolását indokoltá tette volna.

A csatorna alsó szakaszához tartozó talaj (4. melléklet 2. táblázat) a magyar besorolás szerint szintén réti csernozjom, de benne a kilúgzás jelei fedezhetők fel. Tulajdonképpen a réti csernozjom és a kilúgozott réti csernozjom talajok közötti átmeneti állapotban van. A másodlagosan elszikesedett talajok bélyegei közül szintén a nátriumos, gyenge sófelhalmozódás és a mélyben karbonátos szint jellemző rá. A nemzetközi rendszerbe való besorolásának eredményeképpen a PHAEOSOL-ekhez jutottam (5. melléklet 2. táblázat). A Phaeozemek a Chernozemekhez nagyon hasonló megjelenésű talajok, de általában nedvesebb klímához kötöttek, ami okán a kilúgozás intenzívebbé vált bennük. Jelen esetben a fellépő víztöbblet nyilvánvalóan nem klimatikus okokra vezethető vissza, hanem a csatorna laterális és vertikális beszivárgásából származó kilúgó hatására. Rendelkezik továbbá sötét, humuszos felszínközeli réteggel, ami bázisokban kevésbé gazdag, és nem mutatja a másodlagos mészfelhalmozódás jeleit a talajszelvény felső 100 cm-ében (épp a fent említett intenzívebb kilúgozásnak köszönhetően). A besorolás eredménye a csatornaközei szelvényre vonatkozóan Luvic Calcic Phaeozem (Abruptic), míg a kontroll szelvényre vonatkozóan Luvic Calcic Phaeozem (Anthric, Abruptic) lett. A felső szakasz talajaihoz hasonlóan itt is csak felszíni, hasznosításbeli eltérés mutatkozik a csatornától való távolság függvényében. Azonban a felső és alsó szakasz talajai, bár egymástól csupán 285 m-re helyezkednek el, más talajcsoportba tartoznak. Ez mutatja a csatorna vizének hatását a talaj fejlődésében.

A tiszakécske-kerekdombi mintaterület esetén a csatornát szintén felső és alsó szakaszra bontottam. Mindkét esetben a csatornához közel, 5-10 m-re, és attól távol, 50 m-re kontroll minták vételére került sor (4. 3. ábra). A tiszakécske-kerekdombi mintaterület talajai a magyar talajosztályozási rendszert alapul véve a közethatású talajok közé, azon belül is a humuszos homoktalajok közé tartoznak (4. melléklet 3. táblázat). Ezen talajok a WRB (2006) rendszer szerint az ARENOSOL referencia talajcsoportba sorolhatók (5. melléklet 3. táblázat). A csatornamenti szelvények az Albic Arenosol referencia csoportba sorolhatók. A felső csatornaszakasz kontrollja szintén Albic Arenosol, az alsó szakaszhoz tartozó kontroll pedig Haplic Arenosol. Az Arenosol talajú mintaterületen tehát a csatorna felső szakaszán a mederhez közeli és távoli mintapontok között nincs diagnosztikai eltérést előidéző különbség. Az alsó szakaszon annyi változás mutatkozik, hogy míg a kontroll mintapont a tipikus Arenosol kritériumainak felel meg, a meder közelében mintázott talaj rendelkezik egy világos színű felszín alatti horizonttal, ahol a talajszemcsék felszínéről az agyag és vas-oxid hárták lemosódtak, a homok és vályog frakció színe határozza meg a szint színét. Rá a durvább textúra, és a

szerkezetesség hiánya, vagy annak gyenge volta a jellemző. Az előzőekben már megállapított kilúgzás a csatornavíz hatására tehát itt is megmutatkozik. A csatorna felső és alsó szakaszának talajai között diagnosztikai szempontból eltérés nem fedezhető fel.

5.3.1.3. Részösszegzés

Összegezve megállapítható, hogy:

- a magyar genetikai talajosztályozási rendszer alapján a vízhatás, kilúgzás volt a fő talajalakító folyamat, mely az elmúlt évtizedekben szerepet játszott a talajok fejlődésében. Ezen folyamatok a csatornák alsóbb szakaszain voltak erőteljesebbek.

A nemzetközi WRB (2006) rendszer szerint a kiválasztott két mintaterület talajai összesen három különféle referenciacsoportba voltak sorolhatók. A besorolást megelőzően várt, szikkadás hatását tükröző természetes és antropogén eredetű szintek megjelenése kapcsán elmondható, hogy:

- A szikkadó hévíz nagy Na %-a és a talajban megmutatkozó magas Mg % miatt indokolt lenne a **natric szint** feltételezett megjelenése, azonban a hatások még nem olyan mértékűek, hogy az adott szint minden egyes kritériumának eleget tegyenek. A Na₅% és a Mg₅% nem éri el a kívánt szintet, emellett a jellegzetes strukturális és texturális jegyek sem tapasztalhatók.
- A vizsgált cserkeszőlői mintaterületen várható lenne a **salic** diagnosztikai **szint** megjelenése is, a termálvíz és talajvíz magas sótartalma kapcsán. Azonban megállapítottam, hogy a csatornák környékén jelenleg még csak gyenge sófelhalmozódás tapasztalható, ami nem teljesíti ezen diagnosztikai szint követelményeit.
- Habár a szelvényekre jellemző volt a vas- és mangán-tartalom, ami kiválások formájában is megjelent a talajokban, a színbéli kritérium megfelelő vastagságú rétegben nem volt felfedezhető, ezért a **hydragric szintet** nem lehetett elkülöníteni.
- Annak ellenére, hogy a csatornák közvetlen közelében nagy szervesanyag-tartalom és aktív talajélet jellemző a burjánzó vizes élőhely növényvilága és a lokálisan magasabb hőmérséklet nyújtotta aktívabb mikrobiológiai folyamatok miatt, a csatorna környékének talajai mégsem rendelkeznek **irragric szinttel**, mert a felszínen a texturális elvárásoknak nem feleltek meg a szelvények.

Tehát az esetleges másodlagos szikesedést leíró diagnosztikai szintek egyike sem jelent meg a szelvényekben, jelezve a használt hévíz szikkadás hatását. A WRB (2006) rendszerbe besorolt talajszelvények csatornától való távolság szerinti, minősítőkben megmutatkozó különbségei az alábbiakban foglalhatók össze:

- Chernozem: A csatornaközei szelvényhez képest a kontroll mintapontokban a talaj megnevezése egy Anthric utóminősítővel bővült, ami arra utal, hogy a kontroll minta kultivált területről, míg a csatorna mellett vételezett talajminta a csatorna és a mezőgazdasági hasznosítás alatt álló terület mezsgyéjéről származott. A hasznosításon kívül diagnosztikai paraméterekben nem volt olyan mértékű eltérés, ami a talajok eltérő besorolását indokolta volna.
- Phaeozem: Ebben az esetben is csak hasznosításbeli eltérés mutatkozik a csatornától való távolság függvényében. A kontroll szelvény szintén Antric minősítőt kapott.

- Arenosols: A tiszakécske-kerekdombi mintaterületen a csatorna felső szakaszán a mederhez közeli és távoli mintapontok között nincs diagnosztikai eltérést előidéző különbség. Az alsó szakaszon a kontroll mintapont a tipikus Arenosol kritériumainak felel meg (Albic Arenosol), a medermenti talaj pedig rendelkezik egy világos színű felszín alatti kilúgzási szinttel. Rá a durvább textúra, és a szerkezetesség hiánya jellemző (Haplic Arenosol).

A mintaterületeken a csatorna folyásirányának mentén megmutatkozó változások a következőkben összegezhetők:

- A cserkeszlői mintaterület felső és alsó csatornaszakasza melletti talajok, bár egymástól csupán 285 m-re helyezkednek el, más talajcsoportba sorolódnak (Chernozem, Phaeozem). A magyar genetikai osztályozás besorolásai is mutatják, hogy a kétféle talajtípus eredete egy (csernozjom), csak az alsó szakaszon megnövekedett kilúgzás mutatkozik (kilúgozott csernozjom). Mindez tehát utal a csatorna vizének hatására a talaj fejlődésében.
- Az előzőekben megállapított csatornavíz-leszivárgás hatására létrejövő kilúgzási folyamat a tiszakécske-kerekdombi mintaterületen is detektálható. A csatorna felső és alsó szakaszának talajai között diagnosztikai szempontú eltérés azonban nem fedezhető fel.

5.3.2. A hévíz szikkadás talajszikesítő hatásának bemutatása indikáló faktorokon keresztül (pH, összes sótartalom, Na_s %, SAR, szóda)

Az 5.2. fejezetben kitértem a termálvíz szikesítő hatásaira, amelyek a talajvízben is megmutatkoznak, ezáltal nem csak a használt hévízszikkadás direkt hatásait, hanem a talajvízen keresztül kifejtett indirekt hatásait is tanulmányozni kell a talajokra tett befolyás vizsgálatakor. A kiválasztott mintaterületek három különböző referenciacsoportba besorolt talajainak (Chernozem, Phaeozem, Arenosol) szikesedést indikáló paraméterekben bekövetkező, a hévíz szikkadás kapcsán fellépő változásokat vizsgálom a csatornamedertől való távolság és a szelvényen belüli eloszlásprofil tükrében (horizontális és vertikális irányokban). A talajok átfogó jellemzése érdekében típusonként leíró statisztikai elemzést készítettem, melynek segítségével összehasonlíthatók a szikesedésben szerepet játszó tényzők különbségei.

5.3.2.1. A Chernozem szikesedésének értékelése a csatornától való távolság szerint

A három Chernozem szelvény együttes jellemzőinek leíró statisztikai értékeit mutatja az 5.10. táblázat. Kémhatásuk a lúgos 8,54 pH-tól az erősen lúgos 9,28-as pH-ig változik. Az átlagos mésztartalom 18,75 %, 3,15 %-os minimum és 32,76 %-os maximum érték mellett. A szelvények mészellátottsága jó, a minták kisebb része a közepesen meszes, túlnyomó része az erősen meszes kategóriába sorolható. A feltalaj humuszban gazdag (max: 4,04 %), az altalaj felé haladva fokozatosan a kis, nagyon kis humusztartalmú kategória értékeit veszi fel (min: 0,43 %). A talaj szövetét az Arany-féle kötöttségi indexszámmal jellemeztem, ami növekvő agyagtartalommal növekvő index értéket mutat. Ez a jelzőszám 36-tól, ami homokos vályogot takar, 46-ig változik, ami agyagos vályognak felel meg. A szóda tartalom 0,03 %-0,14 % között változik. A talaj összes só tartalmának maximuma 0,11 %, amiből az következik, hogy a Chernozemben gyenge sófelhalmózódás figyelhető meg. Mivel az összes sótartalom szoros, szignifikáns kapcsolatot mutat az elektromos vezetőképességgel (EC), a teljes vízzeloldható sómennyiség elektromos vezetésként is

5.10. táblázat: A Chernozem fő vizsgálati paramétereinek leíró statisztikája (N=21)

Diagnosztikai paraméter	Minimum	Maximum	Átlag	Szórás
pH (H ₂ O)	8,54	9,28	9,03	0,22
Mésztartalom (%)	3,15	32,76	18,75	9,59
Humusztartalom (%)	0,43	4,04	1,84	1,21
Arany-féle kötöttségi index	36	46	42,04	2,87
Összes sótartalom (%)	0,04	0,11	0,06	0,02
Szóda tartalom (%)	0,03	0,14	0,10	0,03
CO ₃ ²⁻ (mg/kg)	0,00	81,42	77,54	17,77
HCO ₃ ⁻ (mg/kg)	1241,68	2069,45	1437,98	232,03
Cl ⁻ (mg/kg)	49,03	431,42	206,65	100,24
SO ₄ ²⁻ (mg/kg)	50,32	593,60	153,60	119,47
Ca ²⁺ (mg/kg)	26450,00	189100,00	101177,62	55042,15
Mg ²⁺ (mg/kg)	2582,00	24580,00	7184,62	5791,91
K ⁺ (mg/kg)	52,57	551,00	174,70	126,64
Na ⁺ (mg/kg)	399,60	842,00	583,64	148,39
Na _s %	0,19	1,48	0,63	0,42
SAR	0,09	0,25	0,16	0,05

ben kifejezve 1892 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -nek felel meg. Ez a sótartalom csak szenzitív növények esetén okozhat kismértékű termés-csökkenést. Az ide telepített termények (főleg kukorica) termés-csökkenésétől jelen állapotban nem kell tartani. A nátriumos szikesedést indikáló Na_s% és SAR-értékek nem érik el a talajra vonatkozó szikesedési határértéket (rendre 5 % és 4), tehát a talaj relatív termékenysége 100 %-nak tekinthető. A környező területeken a növénytermesztés minőségi és mennyiségi problémákkal nem érintett. Az anionok közül a HCO₃⁻ a meghatározó. A HCO₃⁻ átlagértéke 1437,98 mg/kg. A kationok közül a Ca²⁺ található a legnagyobb koncentrációban, 101177,62 mg/kg átlagértékkel jellemezhető. A Mg²⁺ a második a sorban, a Ca²⁺-nál két nagyságrenddel kisebb koncentrációban van jelen, átlagértéke 7184,62 mg/kg. A Na⁺ 583,64 mg/kg-os átlagértékkel szerepel. A K⁺ van jelen a legkisebb mennyiségben ezen a mintaterületen, 174,70 mg/kg-os átlaggal.

5. 11. táblázat: A növények terméshozamának érzékenysége a talaj sótartalmára (Slezák, 2001 alapján)

Termés tolerancia kategória	75 % termés-csökkenés	50 % termés-csökkenés
EC	(dS/m)	
érzékeny	<3	3-6
mérsékelten érzékeny	3-6	6-9
mérsékelten toleráns	6-9	9-15
toleráns	9-15	15-21

mélységtartományban a Na₂CO₃ (6. melléklet 1. C ábra) kontrollhoz viszonyított megnövekedett mennyisége szintén hozzájárul az összes sótartalom gyarapodásához. Az A-szintben való sófelhalmozódást magyarázza, hogy az agyagos vályog textúrájú talajban a kapilláris pórusok aránya a legnagyobb, s a csatornahatásra „kritikus talajvízszint” fölé emelkedő talajvízből támaszkodó kapilláris vízemeléssel a felszín felé áramlik a sókat szállító víz. Ezzel párhuzamosan a szikkadó hévíz a csatornából oldalirányban is szivárog a környező területek felé. Tehát a talajszelvénybe

megadható. Erre vonatkozóan alakították ki ugyanis a növények sótolerancia kategóriáit (5.11. táblázat). Fontosnak tartom annak meghatározását, hogy a szikkadás által érintett területeken, ahol mezőgazdasági művelés folyik, várható-e termés-csökkenés a sófelhalmozódási-szikesedési folyamatok hatására. Tehát az összes sótartalom maximuma 0,11 %, ami EC-

A szelvények további elemzése az 6. melléklet 1. ábrája alapján történik. A Chernozem talaj csatornaközei és kontroll pontjainak összehasonlításával a szikkadó hévíz hatása a csatornától való távolság tükrében megadható. A csatorna közelében egyértelműen kimutatható sófelhalmozódás (6. melléklet 1. B ábra). A sómaximum 20-40 cm mélységben jelenik meg, az A-szintre tehető, értéke 0,11 %. Ebben a

alulról és oldalirányból is lép be sóoldat, melyek végül együttesen felfelé irányuló sótranszportot hoznak létre a talajfelületen és a növényeken keresztül megvalósuló párolgás szívóereje által. A sóprofil kialakításában nagy szerep jut a csatornamenti növényeknek is, hiszen ezek gyökérszónájában halmozódnak fel végül a sók. A medertől 35 m-re és 60 m-re (kontroll) mintázott pontban is megfigyelhető gyenge sófelhalmozódás, de mértéke kisebb, mint a csatornaközei szelvényben, és a sómaximum szintje a medertől távolodva egyre nagyobb mélységben helyezkedik el. A medertől távolabb elhelyezkedő szelvények feltalajának szántással való fellazítása miatt a csapadék beszivárgása intenzívebbé válik, a sók a mélyebb talajszintek felé szállítódnak. A sómaximum szintje a beszivárgó csapadékvíz és a kapillárisan felemelkedő nagy sótartalmú talajvíz találkozásánál, a termesztett növények gyökérszónájában (40-60 cm) határozható meg. A sófelhalmozódás mértéke szintén ezen paraméterektől függ: a talajvíz felfelé mozgó nagyobb sótartalmát a beszivárgó, sómentes csapadékvíz csökkenti. Az így kialakult talajnedvesség-só-tartalomból a talajban egyensúlyi oldódási-kicsapódási folyamatok játszódnak le. A mintázott Chernozemek egységesen vályog (K_A 37-42) - agyagos vályog (K_A 42-50) fizikai féleségűek (6. melléklet 1. H ábra), a felszínen jó humuszellátottságúak (6. melléklet 1. G ábra), ami jó adszorpciós viszonyokat jelent. A $Na_5\%$ - (6. melléklet 1. F ábra) és SAR-profilokból (6. melléklet 1. E ábra) látszik, hogy a kontrollhoz képest a csatornaközei szelvényben a Na^+ relatív feldúsulása a 0-20 és 40-60 cm-es mélységtartományban van. Ebben a rétegben a humusztartalom a meder melletti szelvényben kisebb, mint a kontrollban, az agyagtartalom és a mésztartalom pedig nagyobb, vagy ugyanakkora, ezért megállapítható, hogy a Na^+ megkötődésében az agyagtartalom és a mészfelületek adszorpciós helyei nagyobb szerepet játszanak, mint a humuszé. Az $Na_5\%$ (6. melléklet 1. F ábra) és SAR-értékek (6. melléklet 1. E ábra) nem érik el a kritikus szintet (5 $Na\%$, 4 SAR-érték), tehát fizikai degradáció a talajban jelen körülmények között még nem várható. A szóda tartalmat és a $Na_5\%$ értéket ábrázoló profilok között negatív kapcsolat van, mert a Na^+ -okért versengés folyik. Ha karbonát formában szódává kicsapódnak, akkor nem tudnak az ioncsere/adszorpciós helyekhez kötődni, és fordítva. Továbbá ha a Na^+ szóda formában kicsapódik, a többi kation relatíve feldúsul, ezáltal a $Na_5\%$ is csökken. A kémhatás tekintetében (6. melléklet 1. A ábra) nem mutatkozik jelentős eltérés a csatornától való távolság szerint. Mindegyik szelvény lúgos, az altalajban erősen lúgos pH értékeket mutat. Megfigyelhető, hogy a humusztartalom és a pH között fordított kapcsolat van. Ahol a szelvénynek nagyobb a humusztartalma, ott alacsonyabb a kémhatás. A felszínközeli nagyobb humusztartalmú rétegekben a mész- és szóda tartalom is kevesebb, mint az altalajban. Ez annak köszönhető, hogy a humuszból képződő savas alkotórészek a kémhatás csökkentésével a karbonát tartalmat csökkentik, hiszen a karbonát-mobilizáció alacsonyabb pH-tartományon felerősödik, s így a szivárgó vizekkel a karbonát a B-szintbe vándorol. A mészprofil alapvetően meghatározza a löszös talajképző közet mésztartalma is, mely szintén hozzájárul az altalaj jó mészellátottságához. A nagyobb humusztartalom és a megnövekedett csapadékbeszivárgás együttes hatására a kontroll szelvényben a felszín felől történő mészmobilizáció intenzívebben játszódik le, mint a csatornaközei szelvényben.

5.3.2.2. A Phaeozem szikesedésének értékelése a csatornától való távolság szerint

A Phaeozem talaj leíró statisztikai eredményei alapján (5.12. táblázat) elmondható, hogy a pH értékek a gyengén lúgostól (7,71) az erősen lúgosig (10,01) változnak, átlagértékében megközelíti a Chernozem talaj kémhatását, de jóval magasabb szórásértékkel jellemezhető. Nagyobb az eltérés a feltalaj és az altalaj pH értékei között is, a lúgosító hatás az altalajban kifejeződik, maximális értéke 10,01 pH. Mésztartalom tekintetében kismértékben elmarad a Chernozem szelvényektől (a már említett kilúgzás miatt). Átlagban 14,76 %-os mésztartalommal bír, ami közepes mészelátottságot jelent. Mivel könnyebb mechanikai összetétellel rendelkezik, mint a Chernozem, így a

5.12. táblázat: A Phaeozem fő vizsgálati paramétereinek leíró statisztikája (N=15)

Diagnosztikai paraméter	Min.	Max.	Átlag	Szórás
pH (H ₂ O)	7,71	10,01	8,99	0,75
Mésztartalom (%)	1,85	26,88	14,76	9,50
Humusztartalom (%)	0,55	3,94	2,00	1,22
Arany-féle kötöttségi index	35	49	41,01	4,81
Összes sótartalom (%)	0,03	0,13	0,08	0,03
Szóda tartalom (%)	0,01	0,36	0,14	0,11
CO ₃ ²⁻ (mg/kg)	0,00	162,84	52,11	54,77
HCO ₃ ⁻ (mg/kg)	595,99	3578,14	1868,32	945,67
Cl ⁻ (mg/kg)	68,64	539,28	236,96	158,64
SO ₄ ²⁻ (mg/kg)	32,48	643,34	236,86	164,53
Ca ²⁺ (mg/kg)	17180,00	144800,00	75728,67	43117,77
Mg ²⁺ (mg/kg)	1038,00	7004,00	3200,13	1765,18
K ⁺ (mg/kg)	100,80	411,80	187,26	86,97
Na ⁺ (mg/kg)	115,30	2590,00	1354,99	843,28
Na _s %	0,45	3,45	1,46	0,84
SAR	0,06	0,71	0,40	0,22

hasonló humusztartalom a feltalajban (0-40 cm) már az igen jó humuszellátottságú (max: 3,94) csoportba segíti. Összes sótartalmát tekintve megállapítható, hogy sófelhalmozódás a Phaeozem szelvényekben is jelen van, mértéke meghaladja a Chernozemben tapasztaltét. Maximum értéke 0,13 %, ami alapján a gyengén szoloncsákos kategóriába sorolható. Szódatartalma mind a maximum, mind pedig az

átlagértéket tekintve nagyobb, mint a Chernozem talajé. A Na_s% és SAR-értékei is magasabbak, de a kockázatos határt ez esetben sem érik el. A szikesedési folyamatok nem mutatkoznak olyan mértékben, ami az agronómiai műveleteket és a növénytermesztést hátrányosan érintené.

A csatornaközei és kontroll mintapontok összehasonlítása után az 6. melléklet 2. ábrája alapján megállapítható, hogy gyenge sófelhalmozódás mutatkozik a mederközei szelvényben, melynek maximuma a 120-140 cm-es mélységben, közvetlenül a talajvíztükör fölötti talajrégióban, a talajvíz ingadozási zónájában található (6. melléklet 2. B ábra). A felszín felől beszivárgó csapadékvizek, a szikkadó csurgalék hévíz és a nagy sótartalmú talajvíz ebben a rétegben találkozhatnak, összetorlódhatnak, elősegítve a sók felhalmozódását az altalajban. A csatornaközei sóprofil mélység szerinti alakulását tükrözi a mész- (6. melléklet 2. D ábra) illetve szódaprofil (6. melléklet 2. C ábra) is, melyek részt vesznek egyfelől a sóprofil, másfelől a pH profil (6. melléklet 2. A ábra) alakításában. A meder melletti talajszelvény altalajában a Na₂CO₃ tartalom a kontrollhoz képest megnövekedett, a CaCO₃ tartalom azonban nem haladta meg a kontroll szelvény mésztartalmát. A csatornaközei szelvényben tehát a sófelhalmozódási szintben a Na-sók dominálnak, melyek a magas Na %-ú szikkadó termásvíz által táplált talajvízből származnak (5.6. táblázat). A kontroll pontban kialakuló, 0,13 %-os maximum értékkel jellemezhető sófelhalmozódás a Ca-sók dominanciáját mutatja. A Phaeozem esetében is megfigyelhető a nagy humusztartalom (6. melléklet 2. G ábra) igen erős negatív hatása a

mész- és szóda tartalomra, valamint a pH-ra. A humuszsavaknak köszönhetően a talaj kémhatása alacsonyabb lesz a feltalajban, és az egyébként is könnyen oldódó szóda mellett így a nehezebben mobilizálódó mész is vándorolni kezd. Tehát a CaCO_3 tartalom és a Na_2CO_3 tartalom kimosódása figyelhető meg a feltalajból. A Phaeozem homokos vályog – vályog – agyagos vályog textúrával (6. melléklet 2. H ábra) jellemezhető. A feltalajhoz közelebb könnyebb mechanikai összetétel és nagy humusztartalom van jelen, ami miatt kedvezőbb talajszerkezet alakul ki nagyobb pórusokkal, melyben a lefelé és oldalirányba történő vízszivárgás még kevésbé gátolt, mint az altalaj felé egyre kötöttebb textúrával jellemezhető horizontokban, ahol a só-, szóda- és mészfelhalmozódás megtörténik. A csatornaközelben a Na^+ altalaj felé történő elmozdulását támasztja alá a $\text{Na}_s\%$ és SAR-profil is (6. melléklet 2. E-F ábra). A csatorna közelében a Na^+ -felhalmozódás az altalajban a növekvő agyagtartalommal összefüggésben jelenik meg. Kémhatás tekintetében nem mutatkozik a csatorna kifejezett hatása (6. melléklet 2. A ábra). A talaj lúgosodása azonosítható, a csatornához közelebbi szelvény altalajában nagyobb pH-értékek mutathatók ki, mint a kontroll pontban. Az 5.5. táblázat pH adatai alátámasztják, hogy nem csak a csurgalék termálvíz, hanem a talajvizek is lúgos kémhatásúak, így hatással vannak a velük érintkező altalajra. A talajszelvények pH profiljából kitűnik, hogy az altalaj és a feltalajhoz lúgossága között akár egy pH-egységnyi különbség is mutatkozhat. Ezek alapján a csatorna közvetett hatása fedezhető fel a szikkadó hévízből a talajvízbe kerülő lúgosan hidrolizáló sók (NaHCO_3 , $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$) által.

5.3.2.3. Az Arenosol szikesedésének értékelése a csatornától való távolság szerint

A Tiszakécske-Kerekdombon mintázott Arenosolok diagnosztikai paraméterek szerinti összező jellemzése az 5.13. táblázatban látható. A pH a semleges 7,12-től az erősen lúgos 9,63-ig változik. Ezek az értékek alacsonyabbak, mint a cserkeszölői mintaterületen mértek. A mésztartalom növekszik a nagyon alacsony 0,41 %-os minimumértéktől a 19,13 %-os maximum felé. Az átlagot tekintve ezek az értékek a Cserkeszölőn mértek felével egyenlők, és közepes mészellátottságot takarnak. Az

5.13. táblázat: A tiszakécske-kerekdombi mintaterületen jellemző Arenosolok főbb diagnosztikai paramétereinek leíró statisztikája (N=49)

Diagnosztikai paraméter	Min.	Max.	Átlag	Szórás
pH (H_2O)	7,12	9,63	8,38	0,66
Mésztartalom (%)	0,41	19,13	8,33	6,05
Humusztartalom (%)	0,08	2,02	0,76	0,54
Arany-féle kötöttségi index	19	46	25,22	6,53
Összes sótartalom (%)	0,00	0,03	0,01	0,01
Szóda tartalom (%)	0,00	0,08	0,03	0,02
CO_3^{2-} (mg/kg)	0,00	295,98	60,40	85,01
HCO_3^- (mg/kg)	601,83	2557,76	1249,71	397,13
Cl (mg/kg)	34,32	98,05	55,53	15,19
SO_4^{2-} (mg/kg)	2,63	224,04	66,31	51,89
Ca^{2+} (mg/kg)	5060,00	59920,00	30967,22	16933,22
Mg^{2+} (mg/kg)	486,70	5267,00	1411,64	970,99
K^+ (mg/kg)	20,70	1305,00	195,84	272,23
Na^+ (mg/kg)	7,10	336,40	81,82	90,58
$\text{Na}_s\%$	0,05	1,34	0,21	0,22
SAR	0,09	0,78	0,29	0,17

Arany-féle kötöttségi szám legalacsonyabb értéke 19, ami a durva homok textúra-osztályba tartozik, a legmagasabb értéke pedig 46, ami agyagos vályognak felel meg. Valójában a csatorna felső szakasza melletti szelvények teljes egészében durva homok, homok szövettel jellemezhetőek, az alsó szakasz mentiek esetén figyelhető meg homokos vályog - agyagos vályog rétegződés a C-szintben, mivel ez a terület a Tisza egy korábbi hordalékkúpján he-

lyezkedik el. A humuszellátottság értékelésénél a talaj szövetét is figyelembe vettem. A homokjelle-
gű talajok (Arenosol) esetén a humusztartalom 1,2 % felett jónak, 2 % felett igen jónak tekinthető.
Ennek megfelelően a szelvények feltalaja humuszban igen gazdag (max.: 2,02 %). A talajminták
összes só tartalma 0-0,03 % között változik, ami a cserkeszölői mintaterületen mért értékek egyne-
gyedének felel meg. Eszerint a mintaterületen az Arenosolok a kis sótartalmú talajkategóriába sorol-
hatók, nem figyelhetők meg bennük a sófelhalmozódás jelei.

A szóda tartalom 0,08 %-ig növekszik. Az anionok közül csak a HCO_3^- játszik fontos szere-
pet. Koncentrációjának átlagértéke 1249,71 mg/kg. A többi anion két nagyságrenddel kisebb kon-
centrációértéket vesz fel. A HCO_3^- dominanciából következtethetünk a talaj lúgosodására, amit a
fentebb említett magas pH értékek is jeleznek. A kationok közül a Ca^{2+} és a Mg^{2+} érdemel kieme-
lést. A Ca^{2+} mennyisége többszörösen meghaladja a többi kation mennyiségét (átl: 30967,22
mg/kg), de még így sem éri el a cserkeszölői mintaterületen mért értékek felét sem. A Mg^{2+} kon-
centráció 1411,64 mg/kg átlagértékkel jellemezhető. Mivel a Na^+ a Mg^{2+} koncentrációjánál jóval
kisebb, ezen a mintaterületen a szikesedés szempontjából a Mg^{2+} szerepére kell figyelmet fordítani.
Az ioneloszlás itt nem tekinthető kedvezőtlennek. A $\text{Na}_s\%$ és SAR-érték maximumai (rendre: 1,34
% és 0,78) elmaradnak a kockázatot jelentő határértéktől. Összességében mezőgazdasági szem-
pontból a terület kedvező adottságokkal rendelkezik.

A Tiszakécske-Kerekdombon mintázott Arenosolok közül a felső csatornaszakasz talaja a B-
szinttől, azaz 80 cm alatt erősen lúgos kémhatást mutat (6. melléklet 3. A ábra). A csatornaközei
mintapontban ebben a mélységtartományban egyértelműen magasabb pH-értékek mérhetők, mint a
kontroll pontban. A pH lúgossá válása a szelvényen belül egybeesik az összes só (6. melléklet 3. B
ábra), a szóda (6. melléklet 3. C ábra) és a mész (6. melléklet 3. D ábra) maximumával. Ez azt mu-
tatja, hogy a csatorna közelében ezen paraméterek között összefüggés mutatkozik. A sótartalom
nagy részét a szóda és a mész képezi, s ezek vesznek részt a pH-érték növelésében is. A szelvények
textúrájukat tekintve egyveretűek; homok, durvahomok képezi mindkettőt (6. melléklet 3. H ábra),
mely nagyobb szivárgási tényezőjénél fogva szabad utat enged a csurgalékvíz talajba szivárgásá-
nak. A humusztartalom szerinti kategorizálásnál tekintettel kell lenni az adott szelvény textúrális
viszonyaira, hiszen egy nagyobb agyagtartalommal jellemezhető pl. csernozjom vagy BET esetén
3-4 % felett beszélhetünk igen jó humuszellátottságról, míg homoktalajok esetén 2 % felett már
humuszban igen gazdag kategóriába sorolódnak a talajminták. Eszerint a felső 60 cm humuszban
gazdag, majd az altalaj felé a humusztartalom csökkenése figyelhető meg (6. melléklet 4. G ábra).
A mederközei szelvény majdnem teljesen a talajvízig a közepes humusztartalmú kategóriába so-
rolható, ezzel szemben a kontroll szelvény az altalajban kis humusztartalommal rendelkezik. A
teljes szelvénymélységben a mederközei szelvény humusztartalma meghaladja a kontroll szelvé-
nyét. Ezt okozhatja a csatornaközei megfelelő víz-, tápanyag- és hőellátás kapcsán megnövekedő
aktivitás mind a növényi élet, mind pedig a talajlakó fauna terén, amely folyamatosan lebomló
szervesanyag utánpótlással szolgál. Az összes sótartalom alacsony értékeiből látható (6. melléklet
3. B ábra), hogy sófelhalmozódás nem történt annak ellenére, hogy a B-szintben a kontrollhoz ké-
pest a csatornaközei szelvény összes sótartalma megnövekedett. A $\text{Na}_s\%$ (6. melléklet 3. F ábra)
és SAR-profilok (6. melléklet 3. E ábra) sem mutatnak magas feldúsulási értékeket a talajban. A

szikpadó víz tehát a benne oldott anyagokkal együtt szabad úton leszivároghat a talajvízig, mert nem akadályozza és/vagy lassítja a szivárgást texturális váltás vagy megkötődést segítő adszorpciós lehetőség. Ezt a megállapítást alátámasztja, hogy az 5.2. alfejezetben tárgyaltak szerint ennek a mintapontnak a talajvizében a SAR-érték és a Na %-is károsan magas koncentrációban van jelen. Emellett egyértelműen látszik, hogy az említett paraméterek megnövekedett értékei a csatornához közeli talajvízben vannak jelen, a kontrollban pedig nem.

A Tiszakécske-Kerekdomb mintaterület alsó csatornaszakasza mellett elhelyezkedő Arenosol esetén a C-szinttől tapasztalható lúgos kémhatás (6. melléklet 4. A ábra), 220-280 cm között erősen lúgos pH-értékek (9,10-9,39) figyelhetők meg. A szelvény leglúgosabb kémhatással jellemezhető mélységtartományában a szóda tartalom megnövekedése mutatható ki (6. melléklet 4. C ábra), a szelvény többi részén mennyisége elhanyagolható. A mésztartalom pont ebben a mélységtartományban lecsökken (6. melléklet 4. D ábra). Ebből arra következtethetünk, hogy a szóda pH-növelő szerepe emelhető ki a vizsgált Arenosol szelvényben. Hirtelen texturális váltás, az agyagtartalom nagymértékű növekedése figyelhető meg a 180-220 cm-es mélységtartományban (6. melléklet 4. H ábra). Ez a réteg magyarázza a szelvény profiljaiban megmutatkozó jellegzetességeket. A vályog texturájú réteg ugyanis kisebb vízáteresztéssel jellemezhető, mint a szelvény többi, homok mechanikai összetételű része, ezért a vertikális vízmozgások itt lelassulnak. A felszínről vagy a csatornából a homoktalajba szivárgó vizek a sótartalmukat szállítják egészen 180-200 cm mélységig, ahol a lelassuló vízbeszivárgás miatt a sók kicsapódására nyílik lehetőség. Mivel a homoktalaj a többi talajtípushoz viszonyítva kevés kapilláris pórussal rendelkezik, emellett a 200 cm-es mélységben a kapillárisáramlást indukáló párolgás hatásával sem számolhatunk, ez a folyamat elhanyagolható, így a sók ebben a szintben megrekednek. Ez magyarázza a csatornaközi Arenosol szelvény kettős sómaximumát (6. melléklet 4. B ábra). Az első maximum 200-220 cm mélységben van (0,03 %), a második pedig 280-300 cm mélységben (0,02 %) a talaj-talajvíz érintkezési felületénél. A felső sómaximum tehát a szikkadó vízből, az alsó pedig a talajvízből származhat. Sófelhalmozódás sem a meder melletti, sem a kontroll pontban nem tapasztalható, mert a maximumok a 0,05 %-os sókoncentrációt nem érik el. A mészprofilon is megfigyelhető a vályog réteg szerepe, hiszen a kettős mészmaximum egyike ezen réteg felett, a másik pedig alatta helyezkedik el (6. melléklet 4. D ábra). A szóda tartalom a talajvízből került a szelvénybe, mivel a 220 cm-es mélység alatt mutatkozik. Ez várható volt az 5.2. alfejezetben tárgyalt Na-HCO₃-Cl-os vízkémiai jellegből adódóan. Az agyagtartalom relatív növekedése, valamint a humusztartalom egyidejű kismértékű növekedése miatt szintén a 180-220 cm-es mélységben várható az adszorpciós kötőhelyek és ioncsere helyek számának növekedése a szelvényen belül, s ezzel együtt a Na⁺-ok megkötődése és relatív feldúsulása. Mind a Na_s % (6. melléklet 4. F ábra), mind pedig a SAR-érték (6. melléklet 4. E ábra) megnövekszik a kontrollhoz képest ebben a mélységtartományban. A megkötött Na⁺ a rétegben jelenlevő agyagásványokhoz kötődve elősegíti azok duzzadását, mert igen nagy hidrátköteget képez, minek következtében több vizet tud megkötni, emellett további csökkenést idéz elő a vályogréteg vízáteresztésében, felerősítve a fent említett vízmozgást lassító tulajdonságot. A vályog réteg tehát késlelteti a hévíz eredetű sók és a Na⁺ talajvízbe jutását. Ezzel együtt a Na⁺ talajdegradációt elősegítő felhalmozódása jelenleg nem jelent problémát, mert a

$\text{Na}_5\%$ és SAR-értékek elmaradnak a kockázatot jelentő határértékektől. A mésztartalom mélység szerinti alakulása a szelvényen belül igen rapszodikus. Kettős mészmaximummal jellemezhető, 120-220 cm és 280-300 cm mélységben, ám egyik mészfelhalmozódási szintben sem éri el a 20 %-os értéket. Mésztartalma közepes, de a már bemutatott szelvényeknél jóval alacsonyabb értéket mutat. A csatornaközei szelvény mésztartalma a felső 200 cm-ben haladja meg a kontroll mésztartalmát. A mésztartalom és a humusztartalom fordított alakulása ezen profilokban is megmutatkozik. Bár a szelvény humuszkoncentrációjának maximuma csak kis mértékben haladja meg a 2 %-ot (6. melléklet 4. G ábra), ez homoktalajok esetén igen magasnak számít.

5.3.2.4. A csatornamenti talajszelvények szikesedés-szemponthú összehasonlítása

A különböző talajtípusok csatornamenti szelvényeiben mért szikesedési indikátorok összevetését bemutató ábraszorozat a 7. mellékletben található. Megállapítható, hogy a Chernozem a szelvény A-szintjében halmozza fel a sókat, a többi szelvény a B- és C-szintben mutat sómaximumot (7. melléklet B ábra). A csatorna folyásirányában haladva a sómaximumok értéke egyre növekvő, szintje pedig egyre mélyebb talajhorizontok felé tolódik el (Balog és Farsang, 2009). A Chernozem és Phaeozem esetén gyenge sófelhalmozódás tapasztalható. Az Arenosolok sómaximumai nem érik el a 0,05 %-os sófelhalmozódási határt. Arra lehet következtetni, hogy ezek a szelvények jó vízvezető tulajdonságuknál fogva a szikkadó hévizet a talajvízig engedik leszivárogni. Ezek a sók azután a talajvíz-áramlási rendszerben migrálhatnak. A csapadék szintén kimoshatja a jobban oldódó sókat, amik aztán a szelvény alján halmozódnak fel és/vagy bekerülnek a talajvízbe. A sóprofil alakításában a beszivárgási mélység mellett a párolgás által fenntartott kapilláris vízemelés is fontos szerepet játszik, azonban ez a tényező az Arenosolok esetében csökkent jelentőséggel bír.

A csatorna folyásának mentén a talajtípus megváltozása nyomon követhető a talajvíz összes sótartalmában. Cserkeszőlőn a talajvíz sótartalma a folyásirány szerint egymás után következő Chernozem-Phaeozem talajok esetén rendre 1248 mg/l-3032 mg/l szerint alakul. A nagyobb talajvíz-sótartalommal bíró mintapontban nagyobb mértékű sófelhalmozódás volt tapasztalható. A Tiszakécske-Kerekdomb mintaterület felső csatornaszakasza mellett vizsgált Arenosol (AR1) talajvízének sótartalma 754 mg/l, míg az alsó szakaszon mintázott Arenosol (AR2) talajvíze 509 mg/l sótartalommal bír. Az AR1 szelvény texturális szempontból homogén, főként durva homok alkotja, amelybe a beszivárgási feltételek kedvezőek. Az AR2 C-szintjében megfigyelhető vályog rétegződés lassítja a sók talajvízbe jutását, ezért ezen szelvény talajvíze kisebb sótartalommal jellemezhető (7. melléklet H ábra).

Cserkeszőlőn a csatorna mentén Na-HCO_3 sófelhalmozódás a jellemző. A szikkadó héviz Na-Mg-HCO_3 karakterisztikájú. A sófelhalmozódásban a szikkadó héviz és a talajvíz mész- és szódá-eredetű ionjai együttesen játszanak szerepet. A Na^+ a sóképzés mellett az adszorpciós és ioncsere helyekhez is kötődik. A talajok $\text{Na}_5\%$ profiljából (7. melléklet F ábra) következtetni lehet a Na^+ többi kicserélhető kationhoz viszonyított megnövekedett arányára az adszorpciós komplexumon. A Phaeozem talajban a Na-sókból származó Na^+ képes lecserélni a kedvező talajtulajdonságokat kialakító Ca^{2+} -t, s a Na-só maradék anionja le is köti azt csapadékként kiválva, így már nem vesz részt a kationcsere és adszorpció folyamataiban. Ez a Ca-sók és mész kicsapódásában és

felhalmozódásában is látszik a csatorna közelében (7. melléklet D ábra). Ezen folyamatok egyirányúvá, irreverzibilissé válásával indulhat meg a talaj fizikai leromlása, amit csak aktív és költséges talajjavító beavatkozásokkal lehet megállítani. Ez a káros hatás azonban még egyik vizsgált mintaterület talajában sem manifesztálódik. Mindkét mintaterületen megmutatkozik a Na^+ folyásirányban növekvő mértékű feldúsulása a talaj adszorpciós helyein (7. melléklet E ábra). A Chernozemben a Na^+ -ok feldúsulása a feltalajban következik be, a Phaeozemben pedig a talajvízszint ingadozási zónájában. Tiszakécske-Kerekdombon a csatorna felső szakaszán a Na^+ felhalmozódása a szelvényben kisebb mélységben helyezkedik el, mint az alsó szakaszon. Szikesítő hatással azonban még itt sem kell számolni, ugyanis sem az $\text{Na}_s\%$ értékek (7. melléklet F ábra), sem a SAR-értékek (7. melléklet E ábra) nem lépik túl a káros értéket egyik szelvényben sem. Összefüggés mutatkozik a Na^+ -feldúsulás és az agyag % között, hiszen amelyik mélységtartományban nagyobb részarányal mutatkoznak az agyagásványok (7. melléklet H ábra), abban a régióban dúsul a Na^+ is. Bizonyos esetekben a humusztartalom (7. melléklet G ábra) (organominerális komplex) és a mésztartalom (7. melléklet D ábra) (mészhártya) is hozzájárul az adszorpciós felület, ezáltal az aktív helyek számának növeléséhez, növelve a megkötődő Na^+ mennyiségét.

Mindegyik szelvény magas humusztartalommal jellemezhető a feltalajban (7. melléklet G ábra). A csatorna környékén az aktív talajélet miatt keletkező gyökérsavak és a humuszanyagok folyamatos bomlásából származó humuszsavak és huminsavak a feltalaj kémhatásának nagymértékű lúgosodását gátolják (7. melléklet A ábra). Az altalajban ez a hatás már nem érvényesül. A pH profil alakulásában a Chernozem és Phaeozem esetén főleg a Na_2CO_3 (7. melléklet C ábra), az Arenosolok esetében pedig inkább a CaCO_3 (7. melléklet D ábra) játszik szerepet, melyek lúgos hidrolízisükkel a pH növelését segítik elő az altalajban. A szikkadó használt hévíz szerepe a talaj kémhatásának megváltozásában minden talajtípus esetén másként jelenik meg. A pH-profilok talajmélységgel növekvő értékei arra utalnak, hogy a lúgosító hatás a talajvíz felől érkezik. A talajvizek pH-értékei a folyásirányban egyre növekvők. A szikkadó termálvíz által szállított oldható, lúgosan hidrolizáló sók a talajvízbe jutnak a szikkadás által, ami a talajvíz lúgosodását okozza, és a szelvények altalajának lúgosodását idézi elő. A Chernozem és Phaeozem a 40-60 cm-es mélység alatt erősen lúgos kémhatást mutatnak. Az utóbbi esetén a kémhatás a pH 10-et is túllépi (7. melléklet A ábra). A Chernozem talajban a pH szelvényen belüli eloszlása egyenletes, a Phaeozem esetén a feltalaj és az altalaj pH-értéke között több mint két pH-egység különbség is tapasztalható, ami a pH definíciószerű logaritmikus volta miatt több nagyságrendnyi H^+ csökkenést jelez. Helyesebben értelmezve a lúgosan hidrolizáló sókból felszabaduló OH^- -csoport mennyisége növekszik meg a H^+ -hoz képest, ami a talajvíz, majd közvetve a talaj lúgosodását okozza. Ugyanez a jelenség megfigyelhető az Arenosolok esetén is. Itt a könnyű mechanikai összetétel miatt a szivárgás lefelé és oldalirányban is szabadon végbemegy, így a csatorna közvetlen és közvetett lúgosító hatása egyaránt megfigyelhető. Az altalaj lúgosabb, mint a feltalaj, így a szikkadó hévíz és a talajvíz is hat a csatornaközi szelvényekre (míg a kontrollok esetén csak a talajvíz eredetű lúgosítással kell számolni).

A csatornák közelében termesztett növények miatt nem elhanyagolható szempont a talajtermékenység megőrzése. Ezzel kapcsolatban elmondható, hogy sem a sófelhalmozódás, sem pedig a relatív Na^+ feldúsulás nem olyan mértékű, amely a talaj termékenységét, vagy a növényi produkti-

vitást negatívan befolyásolná. Az egyetlen érzékeny pont a talajlúgosodás, hiszen gátolhatja bizonyos tápanyagok optimális növényi felvételét a talajból. A magasabb pH-értékek azonban a legtöbb szelvényben az altalajra jellemzőek, ami a csatornaközelben termesztett növénykultúrák (kukorica, rozs, napraforgó) gyökérhosszát figyelembe véve nem érezteti hatását.

Mivel a talaj mintázása minden esetben a talajvíztükör szintjéig történt, a grafikonból az is kitűnik, hogy a talajvízszintek a felsőbb csatornaszakaszokon, a használt hévíz betáplálásánál a felszínhez közelebb helyezkednek el, mint az alsó szakaszokon. A csatornák környékén (a felső szakaszokon) a szikkadó víz hatására lokálisan megnövekszik a talajvíz szintje, legtöbb esetben a „kritikus talajvízszint” fölé.

5.3.2.5. Részösszegzés

A szikkadó használt hévíz hatása a talajokra a következőkben foglalható össze:

- A Chernozem talajban a csatornától való távolság tükrében az összes sótartalom és a Na_5 % tekintetében figyelhető meg jelentősebb változás. A sófelhalmozódás a meder melletti és kontroll pontban is gyenge. A csatorna melletti szelvényben a sófelhalmozódás mértéke nagyobb, mint a kontrollban. A sók között a Na-sók dominálnak. A csatornában szikkadó csurgalék hévíz a nagy sótartalmú talajvíz szintjének megemelése és a kontrollhoz képest többlet só szállítása által segíti a sófelhalmozódási folyamatok felerősödését a csatorna mentén. A sómaximumok a csatornától távolodva egyre mélyebb talajhorizontok felé húzódnak. A meder mellett a Na^+ -relatív feldúsulása is detektálható, ám ennek mértéke még nem közelíti meg a talajdegradációs szempontból káros értéket.
- A Phaeozem szelvényekben szintén gyenge sófelhalmozódás tapasztalható, melynek mértéke ezen a szakaszon nem függ egyértelműen a csatornától való távolságtól. A sófelhalmozódásban a Na-sók szerepe emelhető ki. Emellett a szikkadó hévíz közvetett, talajvízen keresztül megvalósuló talajlúgosító hatása is kimutatható. Ez a hatás a szikkadó termálvízből talajvízbe jutó szóda oldódása által valósul meg, amit az 5.5. táblázatban bemutatott csurgalék hévíz és mederközei talajvíz szódaegyenérték adatai is alátámasztanak. A talajban a szóda felhalmozódása a csatorna közelében szintén az altalajban mutatható ki.
- Az Arenosol talajokban
 - a felső szakaszon nem mutatkozik a szikkadást jellemző paraméterek megváltozása a használt hévíz hatására, azonban pont amiatt, hogy a talaj puffer funkciói itt csekélyek, a szennyező sók a talajvizet érintik, növelve annak szikesítő hatását. Ezen megfigyelések alapján Arenosolok esetében a talajra kifejtett szikkadási hatás a talajvízen keresztül közvetetten érvényesül, és a későbbiekben is inkább az alsó talajrégiókat fogja érinteni a talajvíztükör közelében, vagy a beszivárgási mélység és a talajvíz ingadozási zónájának illetve kapilláris vízemelésének átlapolódási mélységében (80 cm mélység körül).
 - az alsó szakasz csatorna mellett elhelyezkedő Arenosol szelvénye nagyobb mértékben képes kivédeni a szikkadás talajvízre kifejtett hatását a csatornameder aljánál lévő vályog rétegződés segítségével, mint a felső szakaszon elhelyezkedő egyveretű homok textúrájú szelvény. Ezzel párhuzamosan (a vályog rétegben) nagyobb sókoncentráció jellemző rá,

ami azonban nem közelíti meg a sófelhalmozódási koncentrációt. Ezen homok jellegű talajokban a szikkadás hatásai mind vertikális, mind horizontális irányban kiterjedhetnek.

A csatornák folyásirányának mentén az alábbi változások azonosíthatók:

- A csatornák folyásirányának mentén egyre fokozódó mértékű sómaximumok jelentkeznek, egyre nagyobb talajmélységekben. A Chernozem és Phaeozem talajok esetén sófelhalmozódás is megjelenik, ám ez agronómiai szempontból nem hordoz hátrányokat.
- Közvetett módon - a talajvíz által - minden szelvényben megfigyelhető a talajlúgosodás elősegítése. Mivel ez a hatás az altalajt érinti, növénytermesztés szempontjából nem releváns probléma.
- A Na^+ -okozta szikesedés nem valószínűsíthető a szelvények egyikében sem, amit a Na_s % kis értékei is jeleznek. A potenciális termékenység minden szelvényben 100 %-nak tekinthető.

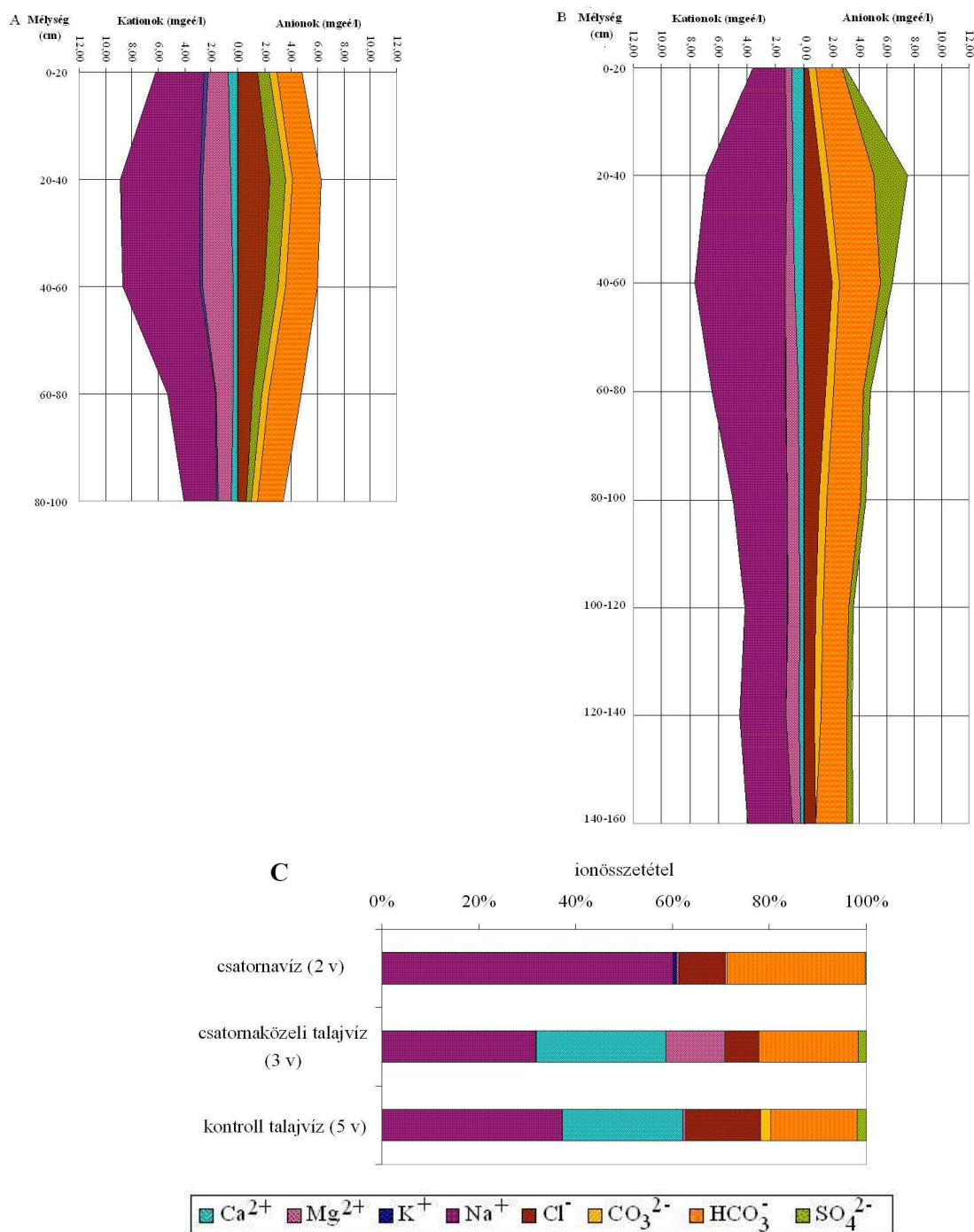
5.3.3. A mintaterület talajainak jellemző ionösszetétele (különös tekintettel a Na- és Mg-ionok túlsúlyából adódó talajdegradáló hatásra)

A nagy Na %-kal és Mg %-kal rendelkező hévíz (és talajvíz) hatására a talajban eltolódhat az eredeti ionegyensúly, a Na^+ és Mg^{2+} arány megnövekedhet a többi kicserélhető kationhoz képest, mind a talajoldatban, mind pedig a talaj felületén, ami a szikesedés veszélyével fenyeget. A fejezetben arra keresem a választ, hogy a különböző típusú talajokban milyen ionarány a jellemző, és hogy ez változik-e a csatorna közelében. Megfigyelhető-e a szikesedéssel összefüggésbe hozható Na^+ vagy Mg^{2+} dominanciája.

5.3.3.1. A Chernozem ionösszetételének változása a csatornától való távolság szerint

A Chernozem talajban a kationok összes mennyisége nagyobb az anionok összes mennyiségénél a csatorna közelében. A kationok közül főleg a Mg^{2+} és a Na^+ , kis mértékben a K^+ koncentráció növekszik meg a csatorna mellett a kontrollhoz képest (5.10. A és B ábra). Az utóbbi a termálvízből és a csatorna környékén megnövekedett növényprodukció lebomlásából egyaránt származhat. Látható, hogy a csatornavízben a Na^+ koncentráció igen magas, domináns a kationok közül (5.10. C ábra). A csatornaközi szelvény Na^+ tartalma nagyobb (5. 10. A ábra), ezzel párhuzamosan talajvizében a Na^+ kisebb arányban jelenik meg, mint a kontrollban (5. 10. C ábra). A Mg^{2+} abszolút aránya megnövekszik a csatorna közelében mind a szelvényben, mind pedig a talajvízben. Ez jelzi, hogy a csatornaközi agyagos vályog talajban a Na^+ és Mg^{2+} kismértékű megkötődése tapasztalható, de a beérkező, szikkadásból származó ionok nagy része a talajvízben is jelen van. A csatornaközi pontban a Ca^{2+} koncentrációja ezzel egyidejűen kismértékben lecsökken.

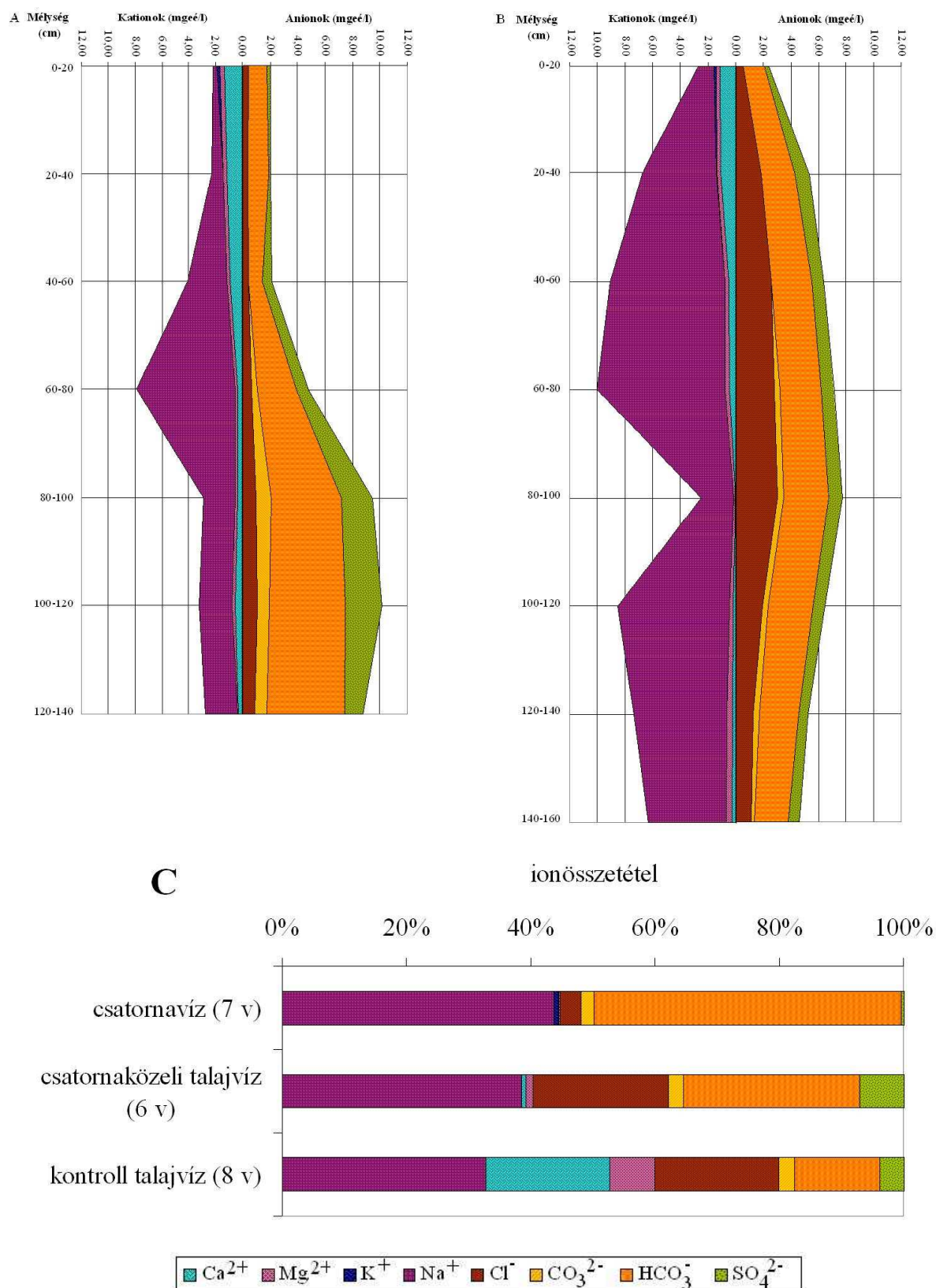
Anionok tekintetében az A-szintben a mederközelben a Cl^- csekély növekedését kell kiemelni. A HCO_3^- mennyisége kisebb a mederközi szelvényben, ami a (Ca^{2+} egyidejű csökkenésével) a mészkiválást mutatja. Ezt alátámasztja, hogy a mederközelben a szelvény A-szintjében valóban nagyobb a mésztartalom, mint a kontroll pontban (6. melléklet 1. ábra). Az ioneloszlásból megállapítható, hogy a semleges hidrolízisű sók (Na -, Ca -, Mg - Cl és $-\text{SO}_4$) a lúgosan hidrolizálókkal (Na_2CO_3 - NaHCO_3) közel azonos koncentrációban vannak jelen a szelvényben, a lúgosító hatás ezért mutatkozik a legkisebb mértékben a Chernozemben. Mind a kationok, mind pedig az anionok maximuma az A-szintben figyelhető meg.



5.10. ábra: A Chernozem szelvények, talajvizük és a rájuk ható csatornavíz ionösszetétele (A: csatornaközei szelvény (1 t), B: kontroll szelvény (3 t), C: a szelvény talajvizeinek és a termásvíz eredetű csatornavíz ionösszetétele

5.3.3.2. A Phaeozem ionösszetételének változása a csatornától való távolság szerint

A Phaeozem esetén a Ca^{2+} , Mg^{2+} és a K^{+} mennyiségében és szelvényen belüli eloszlásában nem tapasztalható eltérés a csatornamedertől való távolság függvényében (5.11. A és B ábra). Markáns különbség mutatható ki azonban a Na^{+} koncentrációban. A csatorna mellett a Na^{+} mobilizálódása figyelhető meg az A-szintből, ami a szelvény alja felé mozog (5. 11. B ábra). Ugyanakkor a talajvíz felől kapilláris vízemeléssel a felszín felé szállítódó Na^{+} ezzel együtt alkotja a szelvény Na^{+} -profiljának maximumát a 60-80 cm-es mélységben. A kontroll szelvény Na^{+} profilja eltérő képet mutat. Összességében nagyobb Na^{+} -koncentráció jellemző rá.



5.11. ábra: A Phaeozem talaj és talajvizének ionösszetétele (A: csatornaközei szelvény (4 t), B: kontroll szelvény (5 t), C: 4 t talajvize, D: 5 t talajvize, E: a rájuk ható csatornavíz ionösszetétele)

Az anionok esetén szintén megfigyelhető az A-szintből való kimosódás a mederközeli szelvényben, az ionmaximum a C-szintben helyezkedik el. A csatornaközeli szelvényben a kontrollhoz képest a Cl^- -tartalom csökkenése mutatható ki. A Cl^- inert, a szelvényen belül igen mobilis, így a talajvízig képes kimosódni. A SO_4^{2-} , a CO_3^{2-} - és a HCO_3^- -tartalom mélység szerinti átrendeződése szintén detektálható. A szelvény könnyebb mechanikai összetétele (homokos vályog rétegződés) miatti nagyobb szivárgási állandó okán a csatornából származó víztöbblet ionszállító hatása megnövekedhet.

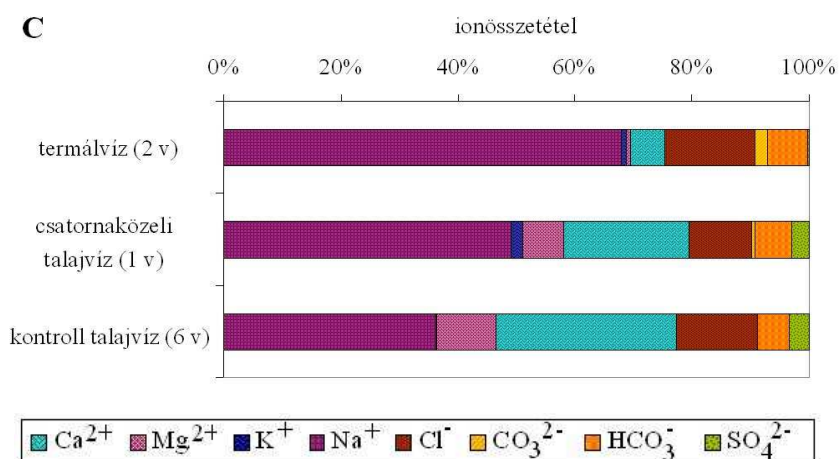
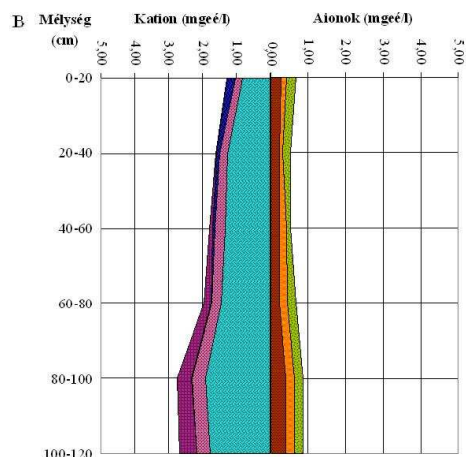
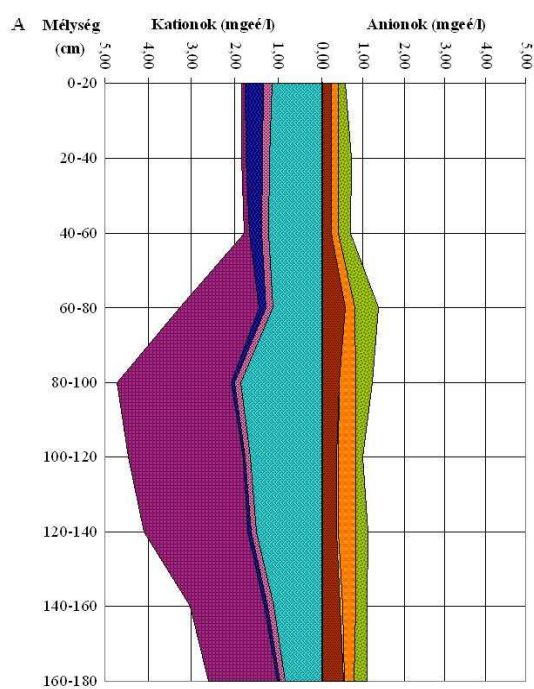
A Chernozemtől eltérően a mederközeli szelvényben a kation és anion maximumok más-más szintben jelentkeznek. Ebből arra következtethetünk, hogy a kation adszorpció által a B-szintben a nagy dózisban beérkező Na^+ egy része megkötődött, az anion adszorpció azonban kevésbé működött, az anionok a talajvízbe mosódtak, s onnan a kapilláris emelés miatt a talajvíz felől a talaj mélyebb rétegeiben halmozódtak fel. A csatornavízben a Na^+ és a HCO_3^- ionok a meghatározóak (5.11. C ábra). Ezek a szódát alkotó ionok, melyek oldódása és kicsapódása nyomon követhető a szelvényben a talajvíztükör feletti talajrégióban is (6. melléklet 2. C ábra, 5.11. C ábra).

A 5.6. táblázat is mutatja, hogy a Phaeozem talajvizének és a rá ható csatornavíznek is igen magas a szódaegyenértéke. A C-szintben a sók összetételében az erősen lúgos kémhatás miatt a Na-sók vannak túlsúlyban, az oldható Ca- és Mg-sók mennyisége jelentéktelen, ez az ionprofilon is szembetűnő.

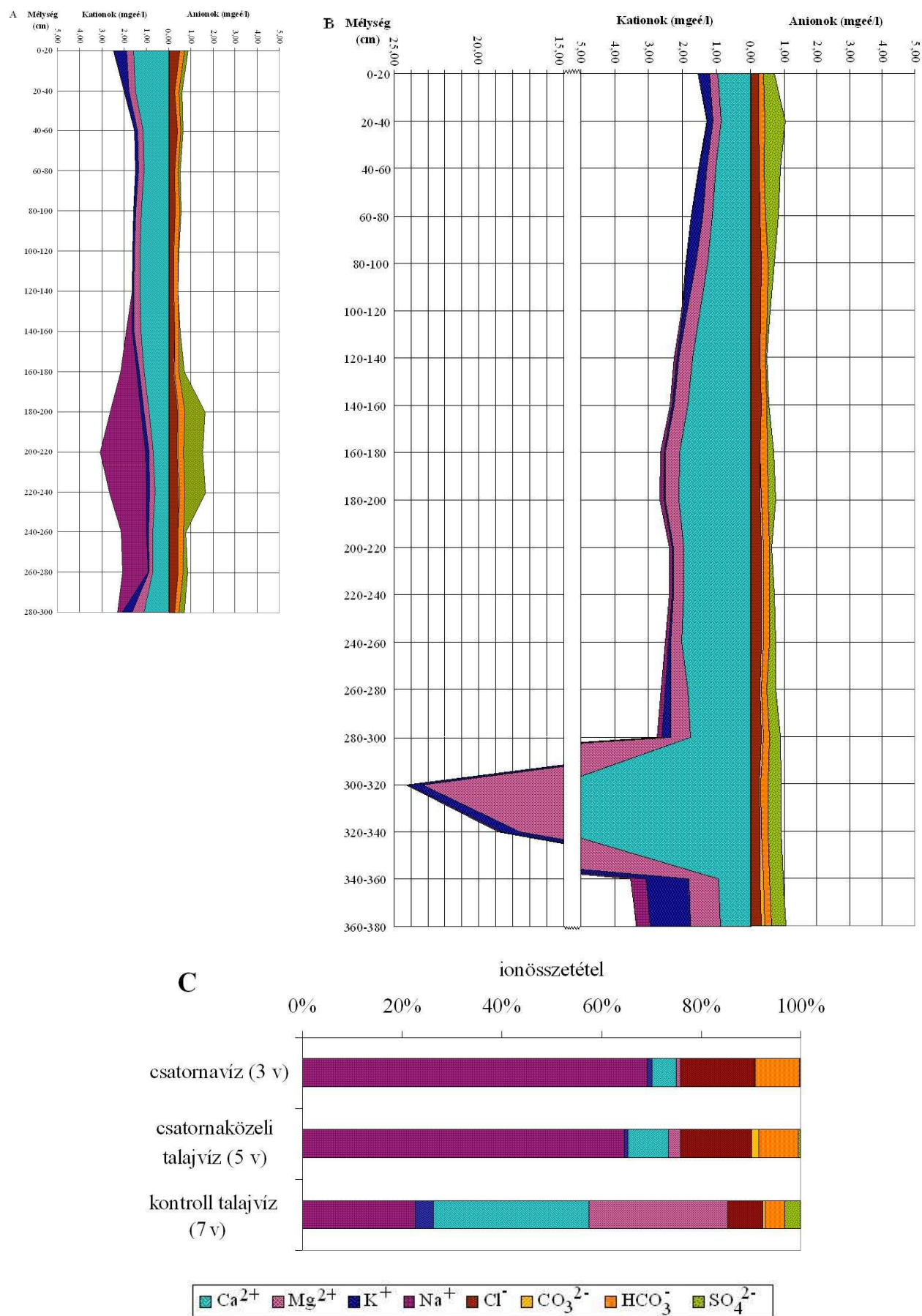
5.3.3.3. Az Arenosol ionösszetételének változása a csatornától való távolság szerint

Az Arenosolokban a kationok és anionok mennyisége és eloszlása kiegyenlítettebb, mint az előző két talajtípus esetén. Ezen talaj azonban ionokat is fele-harmadannyi mennyiségben tartalmaz, mint az előzőek. A kationok összes mennyisége itt is nagyobb értéket mutat, mint az anionoké. A szikkadó hévíz nagy Na^+ -tartalmából (5.12. C ábra) adódóan a mederhez közel is megfigyelhető a Na^+ megnövekedett aránya a kontroll szelvényhez képest a felső szakaszon a B-szintben (5.12. A és B ábra), az alsó szakaszon pedig a C-szintben (5.13. A és B ábra). A talajvízben a csatornától távolodva a Na^+ koncentrációja mindkét esetben csökken (5.12. C ábra, 5.13. C ábra). A K^+ is megnövekedett koncentrációban van jelen a talajban a csatornához közel a felső szakaszon az A-szintben. Az alsó szakasz kontroll szelvényében 300-360 cm mélységben markáns növekedés tapasztalható a talaj Mg^{2+} és Ca^{2+} tartalmában, ami a talajvíz nagy Mg^{2+} és Ca^{2+} koncentrációinak hatásával magyarázható (5.13. C. ábra).

Az anionok kiegyenlített képet mutatnak, egyedül az alsó csatornaszakasz közelében figyelhető meg SO_4^{2-} koncentráció-növekedés a 180-260 cm-es mélységtartományban. A talajvíz ioneloszlása a szelvény ioneloszlásához hasonló képet mutat, azonban a Na^+ aránya nagyobb benne. Az Arenosolra ható termálvíz Na^+ -dominanciája utal a talajvízben megjelenő Na^+ termálvíz eredetére.



5.12. ábra: Az Arenosol1 talaj és talajvizének ionösszetétele (A: csatornaközei szelvény (1 t), B: kontroll szelvény (3 t), C: 1 t talajvize, D: 3 t talajvize, E: a rájuk ható termálvíz ionösszetétele)



5.13. ábra: Az Arenosol2 talaj és talajvizének ionösszetétele (A: csatornaközei szelvény (2 t), B: kontroll szelvény (4 t), C: 2 t talajvíze, D: 4 t talajvíze, E: a rájuk ható csatornavíz ionösszetétele)

5.3.3.4. Részösszegzés

Összességében elmondható, hogy:

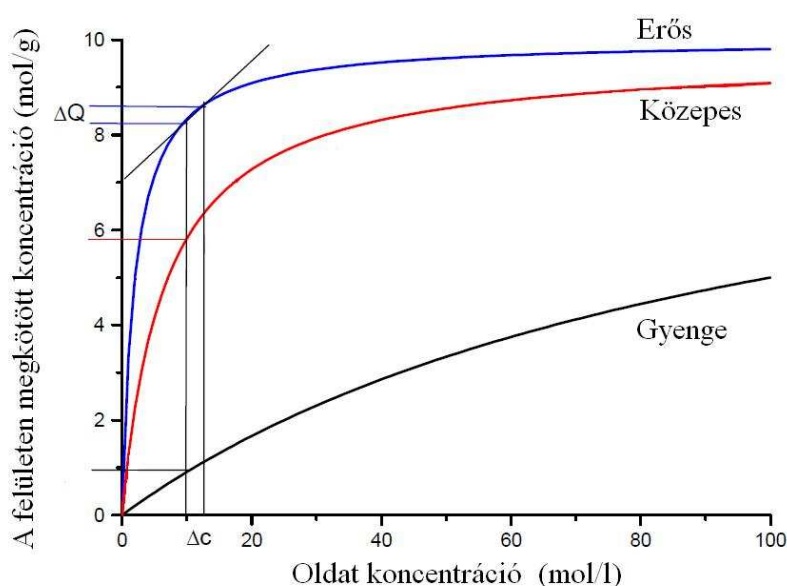
- A szelvényekben megfigyelhető ionmaximumok szintje a talajtípus szövete és szerkezete által meghatározott szivárgási tényezőnek, a koncentrációnövekmény mértéke pedig a talajtípus, valamint a talajvíz és termásvíz ionösszetételének a függvénye.
- A Phaeozemen kívül minden szelvényben megmutatkozik a Na^+ koncentráció megnövekedése a csatorna mentén a különböző talajszintekben a kontrollokhoz képest. A Na^+ szelvény menti eloszlása változik a cserkeszölői csatorna különböző szakaszain is: az ionmaximum a felső szakaszon, a Chernozem szelvény A-szintjében van, az alsó szakaszon pedig a Phaeozem szelvény C-szintjében. A talajvíz Na^+ koncentrációja egyre növekszik a csatorna folyásirányának mentén. A Na^+ -tartalom megnövekedése a talajoldatban megjelenő sók mennyiségére és minőségére vezethetők vissza. A tiszakécske-kerekdombi Arenosolok esetén a csatornától távolodva és a csatorna folyásirányában egyaránt csökken a Na^+ koncentráció. Tehát a nagy Na^+ -tartalmú szikkadó víz mind a közeli talajszelvény, mind pedig a talajvíz Na^+ -koncentrációját igazolhatóan növeli.
- A Mg^{2+} felhalmozódása nem tapasztalható a vizsgált csatornaközei szelvényekben. A Chernozem talaj kivételével a többi talajtípusnál a kontroll területek felé haladva mind a szelvény, mind pedig a talajvíz Mg^{2+} koncentrációja növekszik. Tehát a csatornamenti talajok esetén a Mg^{2+} -mobilizáció a jellemzőbb folyamat.
- Az anionok között a mintázott Chernozem és Phaeozem talajokban a HCO_3^- játszik fontos szerepet. A Chernozem szelvényben HCO_3^- koncentráció-csökkenés, a Phaeozemben pedig -átrendeződés mutatkozik a csatorna közelében, amely a sókiválással magyarázható. A csatorna hatása a SO_4^{2-} tekintetében főleg a szelvénymenti átrendeződést jelenti (az Arenosol1 szelvényt kivéve, ahol koncentrációnövekedés is történt). A Cl^- szempontjából a szikkadó víz szintén csak szelvényen belüli átrendeződést, a Phaeozem esetén pedig koncentrációcsökkenést idéz elő. Az Arenosolok esetén az anionok között nincs domináns, az anionarány kiegyenlített.

5.3.4. Talajdegradáció, a pufferképesség jellemzése a szikességet okozó Na^+ tekintetében különböző talajtípusokon

A talaj filter és puffer funkciójának köszönhetően képes megkötni a bele kerülő toxikus/szennyező anyagok vagy felesleges tápanyagok egy részét. Ezen fiziko-kémiai szűrőfunkció kifejeződésének fontos eleme az adszorpció folyamata (Farsang, 1997). Adszorpció esetén a talaj szilárd fázisának adszorpciós helyeihez (talajkolloidok aktív helyei) gyenge kötással reverzibilisen kapcsolódnak ionok a talaj folyékony fázisából, melyek a körülmények megváltozására deszorbeálódhatnak a felületről, helyet adva újabb megkötődő ionoknak. Mivel a talajkolloidok (agyagásványok, kovasavgélek, ásványtörmelékek, humuszanyagok, organominerális komplexek) negatív töltéseinek száma semleges közeli pH-n jóval nagyobb, mint a pozitív töltéseie, az adszorpcióban így a talaj tulajdonságainak módosításában a kationok megkötődése bír kiemelt jelentőséggel. A szikkadó hévíz által szállított kationok közül a talaj degradációjában és szikesedésében szerepet játszó Na^+ felhalmozódásával foglalkoztam Cserkeszölőn és Tiszakécske-

Kerekdombon a csatornamenti talajokban. A Na^+ megkötődés alakulását, és ezáltal a talajfizikai degradáció és/vagy a pufferképesség-csökkenés esetleges megjelenését kutatva Na^+ -adszorpciós izotermákra vonatkozó laboratóriumi modellkísérletet végeztem a célból, hogy meghatározzam a három különböző talajtípusú szelvény által jelenleg megkötött, és becsljem a maximálisan adszorbeálható Na^+ mennyiségét (Balog et al., 2011 b).

Az adszorpció tehát két fázis (a modellkísérlet esetében a talaj és a mintaoldat) határfelületi reakciójának tekinthető, melynek következtében az adszorbeálandó ion (Na^+) koncentrációjára nézve egyensúly áll be a két fázis között. Az adszorpciós izotermák ezt az egyensúlyt írják le adott hőmérsékletre vonatkozóan (5.14. ábra). A három párhuzamos kísérletsorozat mérési adatainak összefoglaló táblázata a 8. mellékletben, a kísérlet menetének részletes ismertetése pedig a 4.2. alfejezetben olvasható. Az adszorpciós izotermák szerkesztéséhez a kísérlet eredményeinek felhasználásával a Langmuir egyenlet módosított formáját (4.2 egyenlet) használtam. Az egyenlettel számolhatók az adszorpciós paraméterek („a”: a felületen maximálisan megköthető Na^+ koncentráció, „k” az adszorpciós egyensúlyi állandó, „e” a felületen eredetileg kötött Na^+ koncentráció), melyek felhasználásával megadható a pufferkapacitás Na^+ -ra nézve (4.3 egyenlet) mind a három vizsgált talajtípus esetén. A talajok differenciált felépítése miatt minden szintet külön értékelek minden alkalmazott Na^+ oldatkonzentráció esetén, pontosítva a szelvényen belüli adszorpciós különbségeket. A pufferkapacitás meghatározásán túl a modellkísérlet terepi kiterjesztéséhez fontos ismerni a talaj szintjeinek, mint vizsgált objektumoknak mechanikai összetételét, a „szűrőréteg” vastagságát, a pH-értéket, a szántóföldi vízkapacitást valamint a klimatikus vízháztartást. Esetünkben ehhez a tényezőhöz még a szivárgásból származó víztöbblet is hozzájárul, ami szintén befolyásolja az adszorpció körülményeit. Mivel az adott talaj minden ionra más-más megkötőképességgel rendelkezik, lényeges a talaj Na^+ -ra vonatkozó potenciális szorpciós képességének ismerete, ami a vizsgált adszorpciós izotermaszakaszok extrapolációjával számolható. Az izotermaszakasz mindkét irányú kiterjesztésével az adszorpciós felület telítési koncentrációját („a”) valamint a jelenleg a szelvényben adszorbeált Na^+ koncentrációt („e”) kaphatjuk meg. A talajszintek maximális meg-



5.14. ábra: Az adszorpció általános izotermatípusai (Czinkota, 2009 alapján)

köthető Na^+ koncentrációjából kivonva a jelenleg felületen kötött Na^+ koncentrációt („a”-„e”), a potenciális szorpciós képesség értékekhez jutottam. Azonban ezek az extrapolációval számított értékek - a Na^+ gyenge szorpciója, s így közel lineáris izotermája miatt (5.14. ábra), ahol a telítés nem egyértelműen definiálható - sajnos nagy hibával terheltek, ezért csak közelítő becslések elvégzésére alkalmasak.

A Na^+ -ra vonatkozó adszorpciós képesség és pufferkapacitás annál nagyobb lesz, minél nagyobb:

- az agyagtartalom az adott rétegben (hiszen a Na^+ ehhez kötődik leginkább),
- ennek a rétegnek a vastagsága (a talajvízszint felett, hiszen az adszorpció egyik lényeges szerepe, hogy a talajvízbe kerülő Na^+ szennyeződést megakadályozza és így a szikesítő hatás gyors, talajvízáramlással történő terjedésének gátat szabjon).

A talajvíz Na^+ -veszélyeztetettsége szempontjából a felette elhelyezkedő talajszelvény Na^+ -visszatartó elemei közül a gyökérzóna kevésbé játszik szerepet, mert a növényeknek nincs szükségük nagy mennyiségben Na^+ -ra, ezért nem tartják vissza az iont a feltalajban. A humuszanyagokhoz kevésbé kötődik a Na^+ , ezért a feltalajban adszorpciója csak nagyobb agyagtartalom jelenlétében várható. Amennyiben a szelvényben a beszivárgás nem gátolt, a Na^+ a többi ionnal együtt vándorol a szelvényben, azonban ez az ion marad legtovább oldatban, s a talaj többi kicserélhető bázisához képest a legkevésbé kötődik - kis töltéséhez társuló nagy hidrátburka miatt -, ami valószínűsíti a talajvízbe mosódást. A pH érték a pufferrendszerben azért fontos tényező, mert az adott ion mobilizációja-kicsapódása pH függő. Pont a vizsgált gyengén lúgos, lúgos közeg az, ahol a többi kation kicsapódása (CaCO_3 , MgCO_3) mellett a Na^+ oldatban marad, így domináns lesz a lefelle szivárgó oldatban. Amennyiben a talajvíztükör felett található egy csökkent vízvezetésű, nagyobb agyagtartalmú réteg, mely a vertikális áramlást lassítja, s emellett nagymértékű Na^+ megkötésre is képes, a talajvíz veszélyeztetettsége jelentősen lecsökken.

Végül vizsgáltam a különböző talajtípusokra jellemző megoszlási hányadosokat, amik arra utalnak, hogy a beérkező Na^+ -oldat koncentrációjának mekkora hányadát képes megkötni a talaj. Tekintve, hogy a Na^+ adszorpciós affinitása a többi kicserélhető kationhoz képest gyengének minősül, így nem számíthatunk nagymértékű megkötődésre.

A fentiek ismeretében vizsgálatom célja volt a különböző típusú talajszelvények szintjeiben eltérő Na^+ -oldat koncentrációk esetén az adszorpció-deszorpció folyamatai alapján

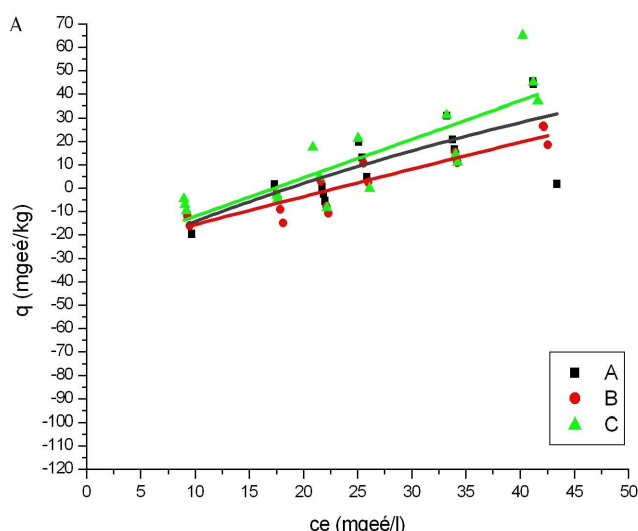
- a Na^+ adszorpciós határkoncentrációk megadása (200-1000 mg/l c_0 tartományon),
- a maximálisan megköthető Na^+ -koncentráció és a potenciális szorpciós képesség becslése,
- a pufferkapacitás kiszámítása,
- a talajvíz veszélyeztetettségének becslése.

Ezen paraméterek komplex elemzésével következtetni lehet egy későbbi esetleges termálvízben bekövetkező Na^+ -koncentráció növekedésnél vagy csökkenésnél a szelvényekben lejátszódó adszorpció-deszorpció mértékére, s a talajvizet érintő hatásokra is.

5.3.4.1. A Chernozem szelvény Na^+ -adszorpciós modellje

A kísérlettel feltárt adszorpciós görbeszakasz extrapolációjával becsült maximálisan megköthető Na^+ koncentráció értéke („a” változó) a C-szint esetén több mint 577 g/kg, a B-szint esetén pedig 30 g/kg körüli értéket vesz fel (5.15. B ábra). Az A-szintre meghatározva ez az érték kb. 5 g/kg. A maximálisan megköthető felületi koncentrációból kivonva az eredetileg kötött Na^+ -koncentrációt („a-e”) megállapítható, hogy a C-szintnek több szabad kapacitása van a folyamatosan szikkadás által talajba kerülő Na^+ lekötésére, mint a B-, vagy akár az A-szintnek.

A „k” egyensúlyi állandó a fázisok közötti entalpiakülönbséget tükrözi (Czinkota, szóbeli közlés). Az entalpia egy adott energiamennyiség mutatója, mely függ a belső energiától, nyomástól és térfogattól. Tulajdonképpen a folyamathoz szükséges munka kifejezésére szolgál. Tehát minél kisebb „k”, az adszorpciós folyamat lejátszódása annál kisebb munkával végbemegy, így a Na^+ affinitása az adott szint adszorpciós helyeihez annál nagyobb. Ez is alátámasztja a C-szintben várható legnagyobb mértékű adszorpciót. Habár a B-szintben sokkal nagyobb a maximálisan adszorbeálható koncentráció, mint az A-szintben, a Na^+ affinitása egy nagyságrenddel kisebbnek tekinthető, tehát a nagy mennyiségű potenciális kötőhely ellenére a Na^+ megkötődése kisebb mértékben várható a B-szintben, mint az A-szintben.



B	CHERNOZEM		
	A-szint (0-20 cm)	B-szint (60-80 cm)	C-szint (80-100 cm)
Chi ²	128,97	31,89	153,4
R ²	0,67	0,86	0,71
a (mgeé/kg)	229,42	1306,73	25112,38
a (g/kg)	5,28	30,05	577,58
k	0,00915	0,00094	0,00007
e (mgeé/kg)	33,47	27,68	28,39
e (g/kg)	0,77	0,64	0,65

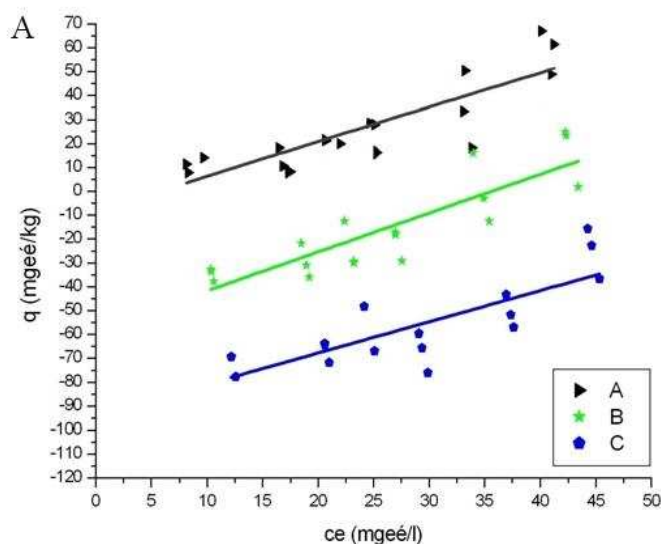
5.15. ábra: A: A Chernozem szintenkénti Na^+ -adszorpciós izotermái, B: Adszorpciós jellemzői (a: telítési felületi koncentráció, k: adszorpciós egyensúlyi állandó, e: a felületen eredetileg levő koncentráció)

A maximálisan felvehető Na^+ -koncentráció 14,6 %-a volt adszorbeálva a talaj felületén a mintázás időpontjában az A-szintben, 2,1 % a B- és 0,1 % a C-szintben, 573,9 mg/l Na^+ -koncentrációjú beszivárgó víz esetén (5.16. táblázat). Ha a beszivárgó csurgalékvíz Na^+ -koncentrációja 1000 mg/l-re emelkedne, akkor az adszorbeált Na^+ -koncentráció az A-szintben 27,7, a B-szintben 3,7, a C-szintben pedig 0,3 %-ra növekedne. Ebben az esetben az A-szintben lejátszódó adszorpció mértéke a Na-os szikesedés kifejlődése tekintetében aggodalomra adhat okot. Szerencsére ez az a szint, amely legkevésbé érintett a csurgalék hévíz-szivárgás közvetlen hatásában.

A maximálisan felvehető Na^+ -koncentráció 14,6 %-a volt adszorbeálva a talaj felületén a mintázás időpontjában az A-szintben, 2,1 % a B- és 0,1 % a C-szintben, 573,9 mg/l Na^+ -koncentrációjú beszivárgó víz esetén (5.16. táblázat). Ha a beszivárgó csurgalékvíz Na^+ -koncentrációja 1000 mg/l-re emelkedne, akkor az adszorbeált Na^+ -koncentráció az A-szintben 27,7, a B-szintben 3,7, a C-szintben pedig 0,3 %-ra növekedne. Ebben az esetben az A-szintben lejátszódó adszorpció mértéke a Na-os szikesedés kifejlődése tekintetében aggodalomra adhat okot. Szerencsére ez az a szint, amely legkevésbé érintett a csurgalék hévíz-szivárgás közvetlen hatásában.

5.3.4.2. A Phaeozem szelvény Na^+ -adszorpciós modellje

Phaeozem talaj esetén a feltalajban igen csekély, az altalajban pedig a feltalaj Na^+ -koncentrációját 10- vagy akár 20-szorosan meghaladó eredeti Na^+ -koncentrációt figyelhetünk meg (5.16. ábra, „e” változó). Így a különböző szintek adszorpciós helyeinek telítettsége s a további adszorpciós kapacitása eltérő, ami az adszorpciós izotermáik szétválásához vezet. A jelen kísérleti körülmények között csak a B-szint adszorpciós határkoncentrációja adható meg, ami 800 mg/l körüli értéket jelent, ez az A-szintben <200 mg/l, a C-szintben pedig >1000 mg/l. Ezek az értékek azt jelzik, hogy a feltalajban a beszivárgó csapadékvizek hatására Na^+ tekintetében hígabb a talajoldat, ami a C-szint felé haladva a csatorna Na^+ -szolgáltató hatása miatt betöményedik. A kísérletben alkalmazott 200-1000 mg/l egyensúlyi oldatkoncentráció tartományban az A-szint ké-



B	PHAEOZEM		
	A-szint (0-20 cm)	B-szint (60-80 cm)	C-szint (120-140 cm)
Chi ²	99,22	119,85	120,97
R ²	0,74	0,74	0,66
a (mgeé/kg)	1966,94	17702,16	27356,53
a (g/kg)	45,24	407,15	629,20
k	0,00076	0,00009	0,00005
e (mgeé/kg)	8,49	58,02	93,95
e (g/kg)	0,20	1,33	2,16

5.16. ábra: A: A Phaeozem szintenkénti Na⁺-adszorpciós izotermái, B: Adszorpciós jellemzői (a: telítési felületi koncentráció, k:adszorpciós egyensúlyi állandó, e: a felületen eredetileg levő koncentráció)

szorpciós képesség így is a C-szintben a legkiemelkedőbb. A 200-1000 mg/l kezdeti oldatkonzentrációs tartományon belül a kísérlet által meghatározott Na⁺-adszorpciós sorrend ($q_{C-szint} < q_{B-szint} < q_{A-szint}$) (5.16. A ábra) nem feltétlenül kell, hogy megegyezzen a telítési adszorpciós sorrenddel ($a_{A-szint} < a_{B-szint} < a_{C-szint}$), hiszen az adszorpciós izotermák telítési állapottól különböző távolságban lévő szakaszait tárta fel a kísérlet minden egyes szintben. A megszerkesztett lineáris adszorpciós izotermaszakasz az A-szintben közelebb van a telítéshez, a B- és a C-szintben (mivel telítési koncentrációjuk 1 nagyságrenddel nagyobb, mint az A-szinté) jóval távolabb. Az 1000 mg/l-nél nagyobb egyensúlyi koncentrációs tartományban az adszorpciós izotermák sorrendje átrendeződik, az A-szint izotermavonalát a B- és C-szint izotermája metszi, majd meghaladja, s a telítési felületi koncentrációk már az 5.16. B ábra szerinti sorrendet fogják követni.

A terepi viszonyokra kivetítve aktuálisan a területen ható termálvíz 573,9 mg/l koncentrációban tartalmaz Na⁺-t, a talajszelvény melletti csatornaszakaszban folyó csurgalékvíz Na⁺ tartalma pedig 428,3 mg/l. Ezzel a koncentrációval a víz kizárólag az A-szintben okozhatna Na⁺-adszorpciót, amire a csatornában tapasztalható alacsonyabb vízszintek, és a talaj mélyebb szintjeit érintő szivárgás miatt kevés esély mutatkozik. A talaj B- és C-szintjeinek adszorpciós helyeiről ezen a koncentráción pedig gyakorlatilag eltávozik a Na⁺. A természetben ez az adszorpciós szitu-

pes a legnagyobb mértékű ion-megkötésre, hiszen ebben a szintben a humusz és agyagellátottság jó (5.14. táblázat), emellett eleve nagyon kicsi a szelvény eredeti Na⁺-telítettsége (5.16. B ábra), így minden egyes alkalmazott Na⁺-oldat koncentráció esetén adszorpciót mutatott. A C-szint- ahol a szelvény Na⁺-koncentrációja eleve nagyobb volt, mint a kezelésben alkalmazott legnagyobb Na⁺-koncentráció - deszorpcióval reagált, így ebben a szintben gyakorlatilag átmosás történt. A maximális adszorpciós kapacitásokat tekintve („a” változó) a szelvényben a feltalajtól az altalaj felé haladva növekedés tapasztalható, a Na⁺ adott szintek kötőhelyeihez való affinitása szintén nő (5.16. B ábra). Ezzel párhuzamosan nő az eredetileg talajban adszorbeált Na⁺ mennyisége is, ám a maximálisan adszorbeálható, és az eredetileg kötött Na⁺-koncentráció különbsége alapján megadható potenciális

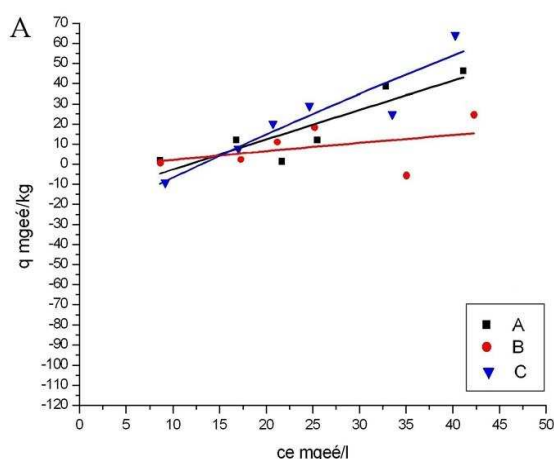
áció nem kedvez a szikkadó használt hévizekben lévő Na^+ -tartalom talaj általi csökkentésének, ezért ebben a pontban a talajvízbe való beszivárgás valószínűsíthető.

5.14. táblázat: A talaj adszorpciós képességét meghatározó paraméterek (K_A : Arany-féle kötöttségi indexszám, DH: Durva homok, H: Homok, V: Vályog, AV: Agyagos vályog, A: Agyag)

Diagnosztikai paraméter	Cserkeszőlő						Tiszaécske-Kerekdomb		
	Luvic Orthicalcic Chernozem (Pachic)			Luvic Calcic Phaeozem (Abruptic)			Albic Arenosol		
	1/A	1/B	1/C	4/A	4/B	4/C	2/A	2/B	2/C
pH	8,64	9,04	9,13	7,88	9,06	10,01	7,57	7,66	8,87
Humusz %	3,43	1,3	1,6	3,94	2,1	0,55	2,02	1,09	0,39
CaCO_3 %	7,37	18,12	24,23	2,52	16,38	24,36	5,1	1,49	14,88
K_A	41,4	45,6	41,2	38,6	43,2	41,4	27,6	19,2	39
Agyag %	29	35	28	23	31,25	29	7	3	27,25
Textúra típus	V	AV	V	V	AV	V	H	DH	V

5.3.4.3. Az Arenosol szelvény Na^+ -adszorpciós modellje

A tiszakécske-kerekdombi mintaterület Arenosol talajai közül a csatorna alsó szakasza melletti szelvényt választottam ki további elemzésre. A szelvény eredeti állapota szerint a C-szintben tapasztalható nagyobb Na^+ koncentráció (0,68 g/kg) (5.17. B ábra). Ennek ellenére a legnagyobb mértékű adszorpció is a C-szintben mutatkozik (5.17. A ábra). Ennek magyarázata, hogy a C-szint 180-220 cm mélységében vályog rétegződés található az egyébként egységesen homok textúrával jellemezhető szelvényben, emellett a 200-220 cm-es mélységtartományban a humusztartalom is megduplázódik az alatta és felette elhelyezkedő talajrétegekhez képest. Ezek együttes hatására ebben a mélységtartományban megnövekedett a kötőhelyek száma, ami további adszorpciót tesz lehetővé.



	ARENOSOL		
	A-szint (0-20 cm)	B-szint (40-60 cm)	C-szint (200-220 cm)
Ch^2	126,04	176,91	139,52
R^2	0,79	0,19	0,86
a (mgeé/kg)	1577,21	185,73	708,31
a (g/kg)	36,28	4,27	16,29
k	0,00098	0,00249	0,00334
e (mgeé/kg)	17,95	2,32	29,53
e (g/kg)	0,41	0,05	0,68

5.17. ábra: A: A csatorna alsó szakasza mellett található Arenosol szintenkénti Na^+ -adszorpciós izotermái, B: Adszorpciós jellemzői (a: telítési felületi koncentráció, k:adszorpciós egyensúlyi állandó, e: a felületen eredetileg levő koncentráció)

A B-szint esetén mind az eredeti Na^+ -tartalom, mind pedig a maximálisan adszorbeálható Na^+ mennyiség igen csekély a szelvény többi szintjéhez képest. A határkoncentrációk az A-szintben 290 mg/l, a B-szintben 196 mg/l és a C-szintben 295 mg/l körüli értéket mutattak. A terepen a csatornában folyó csurgalék hévíz Na^+ -koncentrációja 342,1 mg/l, ami a szelvény minden egyes szintjében, de eltérő mértékben idézne elő adszorpciót. A szelvény egészét tekintve a használt hévízszikkadás által szállított és talajba kerülő Na^+ -ok vertikális, talajvíz felé irányuló mozgását a C-szint mintegy 40 cm vastag vályog textúrájú rétege lelassítja, s koncentrációjának egy részét leköti, ám nem képes megakadályozni a Na^+ talajvíz rendszerbe való bekerülését.

5.3.4.4. Részösszegzés

Összefoglalva a három különböző talajtípus Na^+ -adszorpciós viselkedésével kapcsolatban a következő megállapítások tehetők:

- A szelvények maximális adszorpciós kapacitással bíró szintjeinek becsült értékeit figyelembe véve megállapítható a talajtípusok potenciális szorpciós sorrendje, ami a Phaeozem-Chernozem-Arenosol csökkenő sorrendet mutatja.
- Az adszorbeálható Na^+ mennyiség szelvényen belüli, szintek között megmutatkozó különbségei az adszorpciós izotermákon a szelvény szintenként eltérő humusz-, agyag- és mészállapotán kívül (5.14. táblázat) - ami az adszorpciós felület nagyságát és az aktív helyek mennyiségét határozza meg - az eredeti Na^+ telítettségétől, valamint az adszorpciós egyensúlyi állandótól is függnék. A Chernozem talaj eredeti Na^+ -profilja kiegyenlítettebb, míg a Phaeozem a feltalajban igen csekély, az altalajban pedig a feltalaj Na^+ -koncentrációját akár 10-szeresen meghaladó koncentrációval bír. Az Arenosol szelvény az eredeti Na^+ -profil tekintve még kevésbé telített, mint a többi talaj, ezzel párhuzamosan azonban maximális adszorpciós kapacitása is elmarad tőlük. A Phaeozem talaj esetén a kísérletben vizsgált koncentrációtartományon - amit a mintaterületek vizeinek Na^+ -koncentrációihoz igazítottam – az A-szint képes nagy mértékű adszorpcióra. Ez a talajvizek Na^+ -terhelésének csökkentése szempontjából nem előnyös. A Chernozem és az Arenosol talajok ezzel szemben a C-szintben adszorbeálnak legnagyobb mértékben Na^+ -ot, ami kedvezően hat a talajvíz Na^+ -terhelésének rövidtávú csökkentésében. A Na^+ terjedésben a szelvény texturális és szerkezeti viszonyai is jelentős szerepet játszanak, melyek egyrészt a pórusviszonyokat és a szivárgási tényezőt befolyásolják, másrészt meghatározzák a Na^+ -adszorpcióban kiemelt jelentőségű agyagtartalom %-os arányát.
- A talajtípusokra jellemző pufferkapacitás értékeket az 5.15. táblázat foglalja össze. A „B” megoszlási hányados – amely jelzi, hogy a talaj és talajoldat között az adott Na^+ -koncentráció hogyan oszlik meg – az izoterma meredekségének első deriváltjaként számítható (4.3 egyenlet). Látható, hogy a kísérletben a kezelési oldat Na^+ koncentrációjának növekedésével egyre csökken a pufferkapacitás. Ez abból adódik, hogy az izoterma meredeksége a kezdeti koncentrációnál nagyobb, a telítési pont felé haladva egyre kisebb meredekségek tapasztalhatók. Tehát a meghatározott adszorpciós felület a kezelési oldat Na^+ -tartalmának egyre kisebb há-

5.15. táblázat: A 3 különböző talajtípus szintenként és a kezelésben alkalmazott kezdeti Na^+ -koncentrációk szerinti pufferkapacitásai

CHERNOZEM		B (l/kg)					
Minta-szám	1 t	200	400	500	600	800	1000
cssz1	0-20	0,24	0,10	0,07	0,05	0,03	0,02
cssz4	60-80	0,85	0,64	0,56	0,52	0,41	0,34
cssz5	80-100	1,71	1,66	1,64	1,62	1,58	1,55
PHAEOZEM		B (l/kg)					
Minta-szám	4 t	200	400	500	600	800	1000
cssz22	0-20	1,15	0,89	0,81	0,73	0,60	0,51
cssz25	60-80	1,53	1,48	1,45	1,43	1,39	1,35
cssz28	120-140	1,33	1,30	1,29	1,28	1,26	1,24
ARENOSOL		B (l/kg)					
Minta-szám	2 t	200	400	500	600	800	1000
tk10	0-20	1,09	0,81	0,70	0,63	0,51	0,41
tk12	40-60	0,21	0,12	0,09	0,08	0,05	0,04
tk20	200-220	0,83	0,45	0,35	0,28	0,19	0,14

nyadát képes megkötni, egyre nagyobb hányad marad a talajoldatban. Adott izotermán belül kicsi a különbség a meredekségek között, ez is mutatja, hogy a Na^+ -ra vonatkozó izotermák közel lineárisak, ami a Na^+ kis megkötődő képességét mutatja. A Chernozem talajban a szintek pufferkapacitásai a $B_{A\text{-szint}} < B_{B\text{-szint}} < B_{C\text{-szint}}$ sorban követik egymást. Az A- és B-szint adszorpciós felülete a teljes koncentrációból kevesebbet adszorbeál, mint amennyi az oldatban marad, a C-szint pedig többet annál. A legmagasabb pufferkapacitással (éppúgy, mint a legnagyobb szorpciós képességgel) a három talajtípus közül a Phaeozem rendelkezik. A legalacsonyabb pufferkapacitás értékekkel pedig az Arenosol.

- A kísérlettel az adszorpciós görbék maximális telítéstől különböző távolságban elhelyezkedő lineáris szakaszait tártam fel. Megállapítható, hogy ha a mintaterületeken a jelenlegi kb. 500 mg/l-es koncentrációjú termálvizek helyett a kísérletben maximális koncentrációként választott 1000 mg/l Na^+ -tartalmú szikkadó hévizek hatnának, akkor sem lenne tapasztalható az adszorpciós felület teljes telítődése. A talajok még rendelkeznek szabad adszorpciós kapacitással a jövőbeni, szikkadásból adódó Na^+ -többlet mérséklésére. A mért izotermák-ból számítható, hogy az maximális megköthető Na^+ -koncentráció hány %-a kötődött meg a mintázás időpontjában (kb. 500 mg/l hatókoncentráció), és pl. 1000 mg/l-es hatókoncentráció esetén (5.16. táblázat). A telítődés mértéke nagy és üteme gyors a Chernozem A-szintjében (14,58 % $\rightarrow$ 27,65 %), és az Arenosol B- (1,17 % $\rightarrow$ 6,56 %) illetve C-szintjében (4,17 % $\rightarrow$ 11,94 %). A többi esetben az eredmény nem utal talajdegradációs folyamatok megjelenésére. Ezen számítások is azt mutatják, hogy a Phaeozem esetén az altalajban Na^+ -mobilizáció, deszorpció történik, a talajvizek Na^+ -terhelését ezen talajok nem képesek kellően csökkenteni. A Chernozem és Arenosol talajokban az adszorpció által csökken a talajvíz Na^+ -terhelése, ám a szelvények maguk a Na-os szikesedés útjára léphetnek.

5.16. táblázat: Az adszorpciós felületen megkötött Na^+ -koncentráció a maximálisan adszorbeálható Na^+ -koncentráció %-ában (A: adszorpció, D: deszorpció)

	CHERNOZEM		
	A-szint	B-szint	C-szint
eredeti	14,58 %	2,12 %	0,11 %
ce=1000 mg/l esetén	27,65 %	3,66 %	0,27 %
	A	A	A
	PHAEOZEM		
	A-szint	B-szint	C-szint
eredeti	0,43 %	0,33 %	0,34 %
ce=1000 mg/l esetén	2,98 %	0,38 %	0,18 %
	A	A	D
	ARENOSOL2		
	A-szint	B-szint	C-szint
eredeti	1,13 %	1,17 %	4,17 %
ce=1000 mg/l esetén	3,67 %	6,56 %	11,94 %
	A	A	A

5.3.5. A csatornameder alatti vertikális Na^+ -transzport és a talajvíz Na^+ -terhelésének modellezése

A csatornában szikkadó használt hévíz talajmódosító hatásainak horizontális és vertikális kiterjedése talajtípusonként igen változó képet mutat, amiben nagy szerepe van a talajok fizikai tényezőinek (szivárgási tényező, szemcseösszetétel, a pórusok aránya, stb.), valamint a talajvízáramlásnak, mint szállító közegnek. A csatorna hatása a talajba és talajvízbe szivárgó vízen keresztül mutatkozik meg. A telítetlen zónában való szivárgás közben lejátszódó adszorpció fontos szerepet

játszik a talajvíz veszélyeztetettségének csökkentésében. Jelen fejezet célja a csatornában folyó használt hévízből kiinduló Na^+ -mozgás prediktív modellezése a WHI UnSat Suite Plus 2.2 program (VS2DT, Variably-Saturated 2-D flow and solute Transport model) segítségével. A modell futtatásához a talajszelvény texturális felépítése mellett a porozitást, nedvességtartalmat, eredeti Na^+ -koncentrációt és a Na^+ -adszorpciós paramétereket kell megadni. A vizekre vonatkozó input-adatként szolgál a csatornából beszivárgó víz nyomása és Na^+ -koncentrációja, valamint ugyanezen adatok a talajvízre vonatkozólag. A modellek output adatainak elemzésével megadhatók a talaj telítetlen zónájában megvalósuló adszorpciós-deszorpciós folyamatok mennyiségi jellemzői, ezáltal a szelvény Na^+ -telítésének időbeni alakulása és üteme is feltárható. A beszivárgó csurgalékvíz által szállított, talajvízbe kerülő Na^+ koncentráció a modell alapján pontosan definiálható, ezáltal jellemezhető a talajvíz Na^+ -veszélyeztetettsége is. Ez abból a szempontból fontos tényező, hogy a szivárgó víz általi Na^+ -terhelés miatt megnövekedett szikesítő hatással bíró talajvíz a természetben a talajvízáramlás irányában a környező területek felé szállíthatja a Na^+ -t, ami így nagyobb hatásterületen fenyegethet az altalaj elszikesedésének veszélyével.

A modellezési folyamat során a két mintázott csatornából történő kétdimenziós Na^+ -transzportot vizsgáltam három scenárió létrehozásával. A forgatókönyvek a „legjobb”, „legrosszabb”, és a „tényleges” szituációt tárgyalják. Ezen beszivárgási modellek, valamint a talajvízáramlás iránya alapján becsülhető a hatásterület térbeli kiterjedése.

A modellek létrehozásához szükség volt a megfelelő inputadatok mérésére, meghatározására. Mivel nem minden mintázási helyen történt bolygatatlan talajmintavétel, melyből a szükséges fizikai paraméterek mérhetőek, szemcseösszetételi vizsgálati eredményeimből a TALAJTAN 8 (Gráczol, 1997) talajtani szakértői program segítségével a pedotranszfer függvények alapján történt a hiányzó paraméterek számítása (9. melléklet). A Na^+ -adszorpciós izotermákból számolt adszorpciós paraméterek szintén alapul szolgáltak a transzportmodellezéshez. A tiszakécske-kerekombi mintaterületen, ahol a használt hévíz mennyisége és Na^+ -koncentrációja évszakos dinamikát mutat, a csatornában, a talajvízben és a talajban két időpontban (2008 tavasza és 2009 nyara) mért adatok felhasználásával alakítottam ki a scenáriókat. A cserkeszőlői mintaterületen a csurgalék hévíz kibocsátásának mennyiségi és minőségi paramétereiben éves szinten nincs nagy eltérés, ezért csak a 2008 őszi mintázási munka eredményeiből készült a modell.

5.3.5.1. A vizsgált scenáriók kritériumai

A három forgatókönyv szerinti modelleket az alábbi állapotok betáplálásával értem el:

1. „Legjobb eset” scenárió: azt a teoretikus, idealizált állapotot írja le, amikor a talajvíz Na^+ -szennyeződése a legkisebb valószínűséggel várható. A csatornában állandó, alacsony vízszint és kis Na^+ -koncentráció mellett a csatornameder alatt a szelvényben a mért Na^+ -adszorpció maximálisan működik. A talajvíz szintje egész évben alacsonyan van, és kis Na^+ -tartalommal bír (10. melléklet.). Ez a modell meglehetősen alábecsüli a természetes állapotot, ez a legoptimistább becslés. A modell megfelelő alapot szolgáltat a következőkben ismertetésre kerülő „legrosszabb eset” scenárióval való összehasonlításhoz.

2. „Legrosszabb eset” scenárió: a legpresszisztább teoretikus becslés, a talajvíz Na^+ -szennyezése szempontjából a legveszélyesebb szituációt veszi alapul. Egész évben egységesen a mért legnagyobb Na^+ -koncentráció jelenik meg inputként a csatornában a legnagyobb vízállás kíséretében. A meder alatt a szelvényben nincs Na^+ adszorpció, így a talajvízterhelés maximális. Stabílan a mért legmagasabb talajvízszint, és legmagasabb talajvíz Na^+ -koncentráció került betáplálásra (10. melléklet). Ez a modell meglehetősen fölébecsül a természetes szituációnak, hiszen a csatornában folyó víz Na^+ -koncentrációja időről időre változik, hígul; a bele folyó használt hévíz mennyisége is változhat a téli és nyári félévben; a talajvíztükör szintje fluktuál évszakonként (nem az év minden szakaszában közelíti meg a „kritikus talajvízszint”-et), s koncentrációját is befolyásolják a laterális áramlások. Mégis szükség van a „legrosszabb eset” meghatározására - annak ellenére, hogy tudjuk, ez a szituáció a természetben nagy valószínűséggel nem fog megjelenni -, mert ennek tudatában tervezhetők a talajvíz Na^+ -szennyezésének elkerülésére irányuló intézkedések.

3. „Tényleges eset” scenárió: Ez az az állapot, amely a legjobban megközelíti a valós Na^+ -transzport viszonyokat (10. melléklet). A vizsgált területről származó minták laboratóriumi mérési eredményeinek és terepi megfigyeléseknek a felhasználásával készült. A csatornameder alatti szelvény adszorpciós kapacitását is figyelembe veszi. A csatornában folyó csurgalék termálvíz vízállását, és a talajvíz szintjét is közepesnek vettem.

A modell output görbéi a csatornameder aljától mutatják a beszivárgó használt hévíz Na^+ -koncentrációs viszonyait a szelvény texturális sajátosságainak és adszorpciós viszonyainak tükrében. A modellek mellett a telítetlen talajszelvény részek mechanikai összetétele és az aktuális scenárióhoz tartozó talajvízszintek kerülnek bemutatásra. A talajvíz Na^+ -terhelésén kívül a görbék-ből a szelvényben lejátszódó Na^+ -megkötődés és –mobilizáció is leolvasható, ezért a talajvíz és a 3 fázisú talajszelvény komplex elemzését teszi lehetővé.

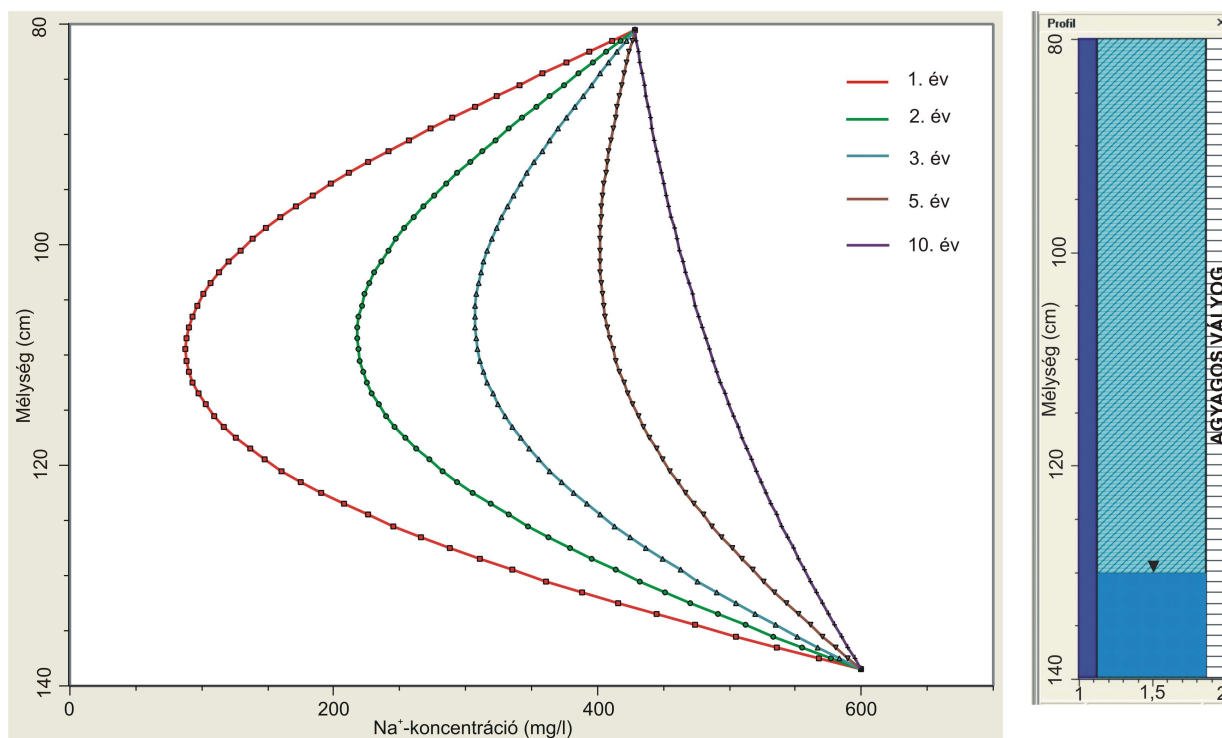
A továbbiakban a két mintaterület talajtípusai közül a Phaeozem és az Arenosol szelvényekre kidolgozott modelleket mutatom be, mivel ezek esetében különíthető el a csatornameder alatti és a talajvíztükör feletti szelvényrészben telítetlen talajzóna, melyben a VS2DT modullal a Na^+ -transzport modellezhető.

5.3.5.2. A cserkeszlői csatornameder alatti Phaeozem szelvény telítetlen zónájának Na^+ -transzport modelljei

A cserkeszlői Phaeozem szelvényben a „legjobb eset” scenárió alapján felépített modell (5.18. ábra) mutatja a talajvíz Na^+ -szennyeződésének legkisebb kockázatát. A modell peremfeltételei az állandó használt hévíz terhelés miatt minden modellezett évben ugyanolyan mennyiségű vízzel (állandó alacsony víznyomás), azonos alacsony Na^+ -koncentrációval számol (10. melléklet). A talajvíz felől azonos víznyomás azonos koncentrációban táplál Na^+ -ot a szelvénybe. Az évek során sem a felszíni vízben, sem pedig a talajvízben nem számoltam Na^+ -növekménnyel, vagy csökkenéssel, ezért a beszivárgó víz Na^+ -koncentrációját leíró görbék minden évben ugyanazon koncentrációpontba térnek vissza.

A csatornameder aljától (80 cm) a 110 cm-es mélységig a szivárgó víz koncentrációja az első öt évben csökken, tehát a talajszelvényben adszorpció történik, ami megköti és visszatartja a folya-

dék fázisban szállítódó Na^+ -t. Ez az adszorpció azonban évről-évre egyre kisebb mértékű (30 cm talajoszlopra vonatkozólag az első évben 325 mg/l, a 2.-ban 200 mg/l, a harmadikban 100 mg/l, az ötödikben pedig 10 mg/l). Az adszorpciós felület a kezdeti időponttól egyre lassuló ütemben tart a telítődés felé. A megoszlási hányados is csökken, azaz ugyanazon beérkező Na^+ -koncentráció egyre kisebb hányadát képes csak megkötni a talaj az idő előrehaladtával, és egyre nagyobb hányad marad a szivárgó vízben. A tizedik évben már a beszivárgó víz Na^+ -koncentrációja nő, ami talajban lejátszódó deszorpcióra utal, tehát a talajfelületen kötött Na^+ -ok mobilizálódnak. A 110 cm-es mélység és a talajvízszint közötti profilban a Na^+ -mobilizáció dominál, így a szivárgó víz Na^+ -koncentrációja a mélység növekedésével nő. Természetesen a szivárgó víz Na^+ -koncentrációjának mélység szerinti növekedéséhez a talajvíz felől kapilláris emeléssel, diffúzióval érkező Na^+ -koncentráció is hozzájárul.



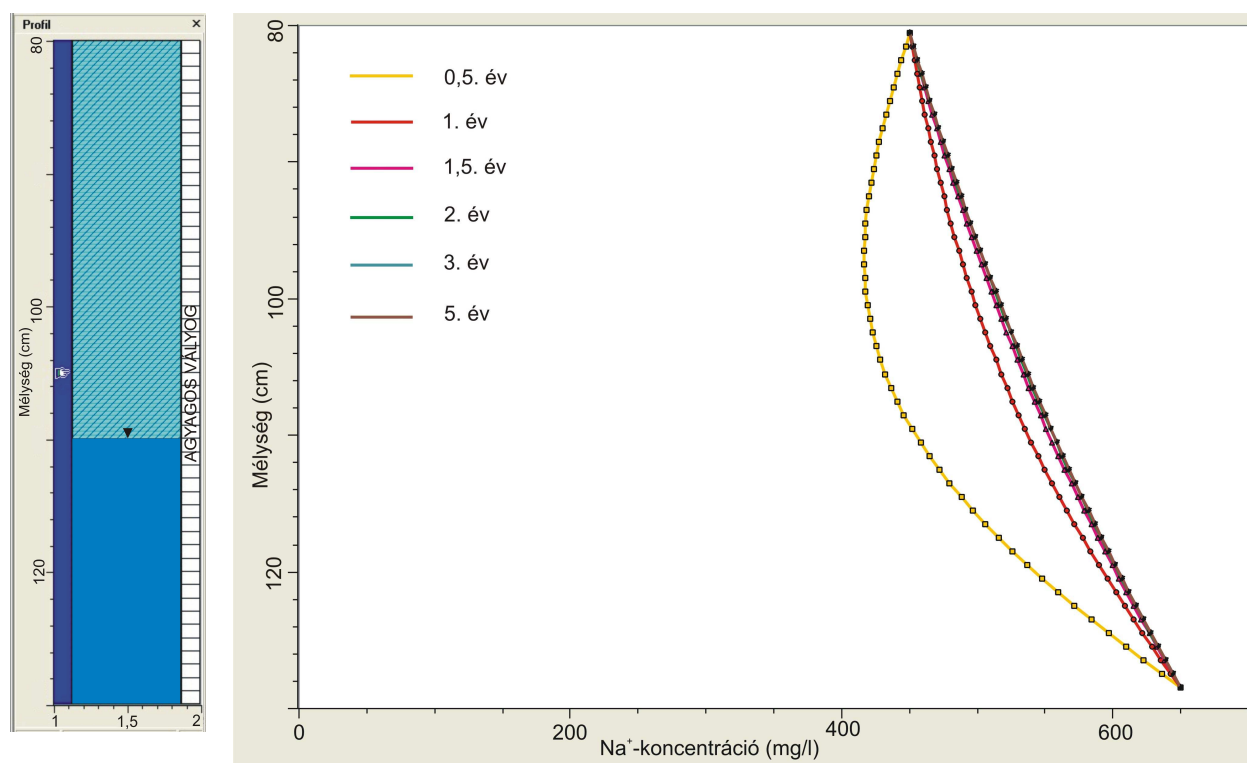
5.18. ábra: 10 éves Na^+ -mozgás szimuláció a „legjobb eset” scenárió alapján (Phaeozem)

A jelen peremfeltételek között, ha a csatornameder alja és a talajvízszint közötti teljes talajprofilban szivárgó víz Na^+ -koncentrációját vizsgáljuk, megállapítható, hogy a talajvízbe érkező Na^+ -koncentráció az első évet kivéve minden esetben nagyobb, mint a csatornából talajba szivárgó koncentráció (tehát a szelvényből Na^+ mobilizálódik), és minden esetben kisebb, mint a talajvíz Na^+ -koncentrációja (tehát hígítja a talajvizet Na^+ tekintetében). Az első évben a teljes telítetlen talajoszlop nettó adszorpciója¹³ 68 mg/l/50 cm. A második évben az 50 cm telítetlen talajoszlopból 12 mg/l, a harmadik évben 52 mg/l, az ötödik évben 97 mg/l, a tizedikben pedig 132 mg/l Na^+ mobilizálódik. A tizedik évre a modell szerint a teljes talajszelvény Na^+ -telítettsége annyira megnő, hogy képtelen lesz adszorpcióra és már a teljes háromfázisú zónában Na^+ -ot ad le, így a beszivárgó víz ezt a többlet Na^+ -ot a talajvízbe szállítja. A talaj adszorpciós kapacitásában bekövetkező fo-

¹³ nettó adszorpció: az a pozitív koncentráció érték, melyet a vizsgált szelvényrész tetején beérkező, és alján távozó szivárgó víz Na^+ -koncentrációjának különbsége ad meg (ha a különbség negatív, nettó deszorpcióról beszélünk)

lyamatos csökkenés okozza azt, hogy az egyes években azonos Na^+ -input ellenére a talajvízbe beszivárgó víz Na^+ -koncentrációja évről-évre egyre magasabb. Az első évben a beszivárgó víz 360 mg/l koncentrációban szállít Na^+ -t a talajvízbe, az ötödik évre ez 525 mg/l-re, a tizedik évre pedig 560 mg/l-re növekszik. A 600 mg/l Na^+ -koncentrációjú talajvizet azonban még ez is hígítja. A talajvíz Na^+ -terhelésének csökkentése közben maga a talajszelvény tehát nagy mennyiségű Na^+ -t adszorbeál, így szikesedés tekintetében veszélyeztetetté válik.

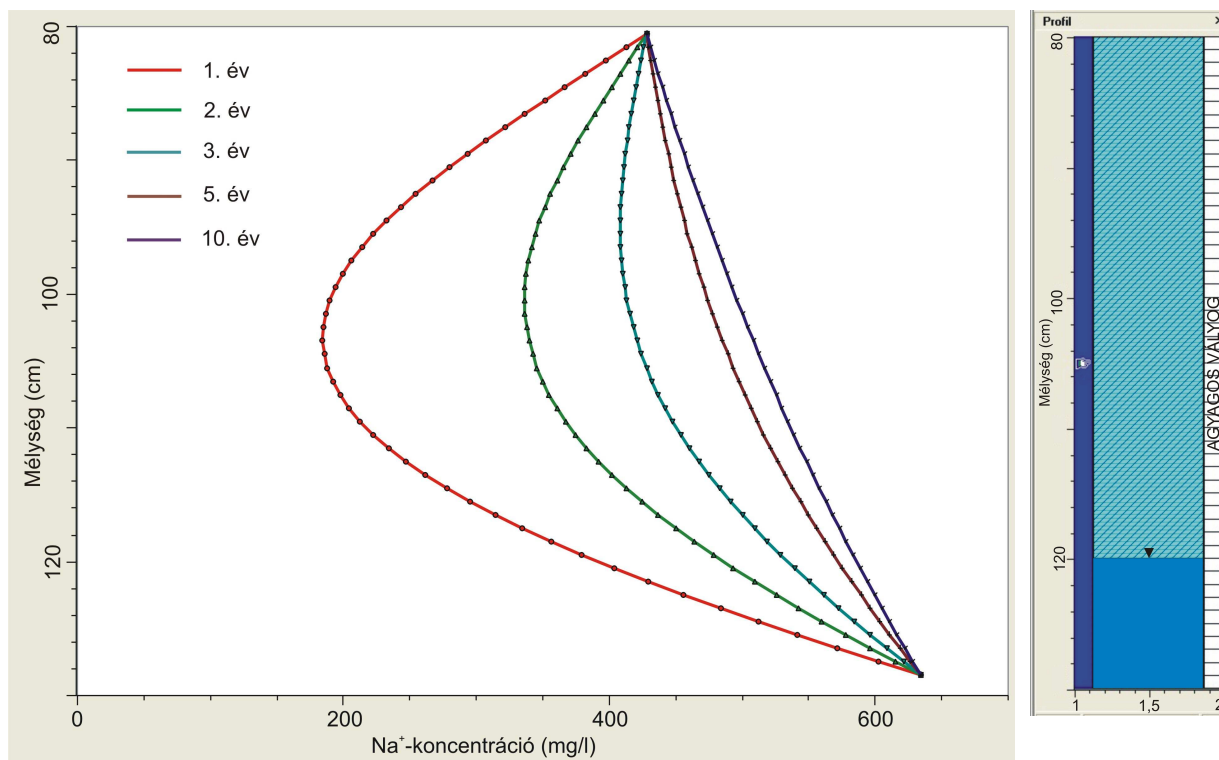
A „legrosszabb eset” scenárió (5.19. ábra) bemutatja azt az állapotot, amikor a talajvíz Na^+ -szennyezése a legnagyobb valószínűséggel bekövetkezik. A csatornában folyó csurgalék hévíz ebben a modellbeállításban rendelkezik a legmagasabb vízszínttel és Na^+ -koncentrációval, éppúgy, ahogy a legmagasabb talajvízállással és Na^+ -koncentrációval (10. melléklet). A szelvényben nem történik adszorpció, a beszivárgó víz a legrövidebb úton ebben a modellben éri el a talajvizet. A szivárgó víz Na^+ -koncentrációjának gyors változásai miatt a modell idősorába köztes időpontokat (0,5 év, 1,5 év) is beépítettem. Mivel ebben az esetben adszorpció folyamatával nem számolunk, a 0,5. évben a talajban a szűrő mechanizmusok és a só formában való kicsapódás csökkentheti kis mértékben a szivárgó víz Na^+ -tartalmát. Az első év után a sókiválás-oldódás egyensúlyi folyamattá válik, újabb Na^+ -ot nem tart vissza a szelvényben, s a szűrő funkció is kimerül, ezért a szivárgó víz a szelvényen gyakorlatilag átfolyik. A felülről és alulról is víznyomásnak kitett szelvényben az altalajra a talajvíz nagy Na^+ -koncentrációja, a csatorna alatti profilrészre pedig a hígabb beszivárgó csatornavíz Na^+ -koncentrációja hat, amely egy egyenes koncentráció-grádiensét veszi fel az ötödik modellezett évre. (A tizedik évet leíró vertikális Na^+ -mozgás egyenesét nem jelenítettem meg, mert az megegyezett az ötödik év Na^+ -transzportját leíró egyenessel.)



5.19. ábra: 10 éves Na^+ -mozgás szimuláció a „legrosszabb eset” scenárió alapján (Phaeozem)

A 0,5. év az egyetlen modellezett időpont, amikor a talajvízbe érkező Na^+ -koncentráció (435 mg/l) nem haladja meg a csatornából beszivárgó Na^+ -koncentrációt (450 mg/l). Az első évben a talajvízbe 550, a másodikban 580 mg/l Na^+ érkezik. A további években a modell szerint egységesen 580 mg/l Na^+ kerül a talajvízbe, ami 20 mg/l-rel több, mint a „legjobb eset” scenárióban a tizedik évben beérkező Na^+ -koncentráció. Tehát a legpesszimistább becslés szerint a talaj nem képes a Na^+ nagymértékű visszatartására a talajban, ezért igen gyorsan, két év alatt állandósul a talajvízbe érkező Na^+ -koncentráció, ami nagyobb a beszivárgó víz Na^+ -koncentrációjánál, és a „legjobb eset” scenárióban modellezett tizedik évben talajvízbe kerülő Na^+ -koncentrációnál is, de kisebb, mint a talajvíz Na^+ -koncentrációja, tehát a hígító hatás érvényesül.

A „tényleges eset” scenárióban (5.20. ábra) a valóságot legjobban megközelítő, a terepen őszi időszakban mért adatok alapján felépített modellel dolgoztam (10. melléklet). A szelvényben eredetileg a mélység növekedésével növekvő Na^+ -tartalom mutatkozik, ami jelzi, hogy közvetlenül a csatornameder alatt a szelvény Na^+ visszatartása nagyobb mértékű lesz, mint a talajvíz közeli profilrészben. A szivárgó víz Na^+ koncentrációs görbéi is ezt igazolják. A 80-100 cm-es mélység-tartományban adszorpció figyelhető meg. Kezdetben nagy nyomással (55 cm) érkezik a víz a telítetlen szelvénybe, mely nyomás a mélység növekedésével csökken, ezáltal a szivárgó víz lelassul, így a szilárd-folyadék határfelületen több idő alatt nagyobb mértékű adszorpcióra van lehetőség, mint közvetlenül a csatornameder alján. A 110 cm-es mélységtől (az eddigi adszorpció miatt) lecsökkent Na^+ -tartalmú szivárgó víz a szelvényből Na^+ -ot mobilizál, így koncentrációja lefelé haladva egyre nagyobb értékeket vesz fel. Ebben a szintben a deszorpció folyamata egyezést mutat az előző fejezetben bemutatott adszorpciós izoterma eredményekkel (5.16. ábra).



5.20. ábra: 10 éves Na^+ -mozgás szimuláció a „tényleges eset” scenárió alapján (Phaeozem)

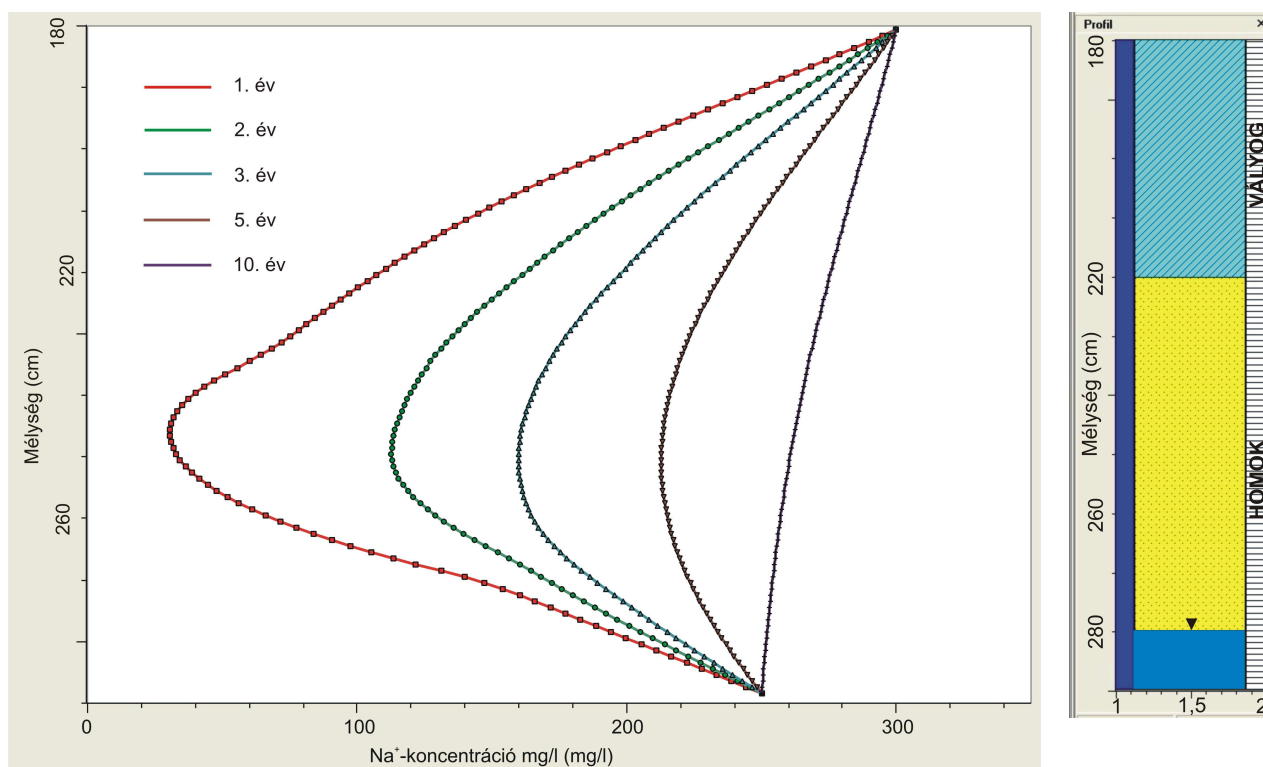
A talajvíztükör feletti kapilláris zónában a nagy Na^+ -koncentrációjú (634 mg/l) talajvíz 20 cm víznyomással áramlik, ami a profil alján nagyobb Na^+ -koncentrációt eredményez. A 110 cm-es

mélység és a talajvízszint között a mélység növekedésével növekvő Na^+ -gradiens áll be a szivárgó vízben. Ezt segíti, hogy a talajszelvényben felfelé haladva a kisebb Na^+ -koncentráció felé a töményebb talajvíz felől diffúzió indul meg. A teljes háromfázisú zónát tekintve (80-120 cm) az első évben a szelvény felső részében lejátszódó adszorpció (248 mg/l/25 cm talajoszlop) meghaladta az alsó részben megmutatkozó deszorpció (230 mg/l/15 cm talajoszlop) mértékét, ezért a talajvízbe beérkező Na^+ -koncentráció (375 mg/l) kisebb, mint a kezdeti Na^+ -input (428 mg/l). A további években a szivárgó víz a csatornából beszivárgónál nagyobb Na^+ -koncentrációt szállít a talajvízbe, tehát a második és tizedik év között a szelvény háromfázisú zónájára a deszorpció lesz jellemzőbb. A második évben 475 mg/l Na^+ -koncentráció terheli a talajvizet (nettó 47 mg/l Na^+ deszorbeálódik 40 cm talajoszlopról). A harmadik évben a vizsgált ion 540 mg/l-e éri el a talajvíz szintjét, ami az ötödik évre 580, a tizedik évre pedig 600 mg/l-re növekszik. A szelvény telítetlen zónájának felső részében az adszorpció mértéke évről-évre exponenciálisan csökken, a deszorpció mértéke az alsó, talajvízközei zónában pedig növekszik, ezért a talajvízbe egyre nagyobb koncentrációban érkezik Na^+ . Úgy tekinthetjük, hogy a tizedik évre a csatorna felől beszivárgó hígabb oldat és a talajvíz felől kapillárisan felfelé diffundáló töményebb Na^+ -oldat egyenletes koncentráció-gradienst hoz létre a háromfázisú szelvényben. A „tényleges eset” scenárió alapján a modell eredményei az első három évben a „legjobb eset” és a „legrosszabb eset” scenárió output értékei között foglalnak helyet, az ötödik évben a talajvízbe érkező koncentráció megegyezik a legpesszimistább becsléssel, a tizedik évben pedig meg is haladja azt. A szelvény Na^+ -telítettsége már a harmadik évre kritikus mértékű lehet a modell szerint.

5.3.5.3. A tiszakécske-kerekdombi csatornameder alatti Arenosol szelvény telítetlen zónájának Na^+ -transzport modelljei

Az Arenosol „legjobb eset” scenáriója alapján (5.21. ábra, 10. melléklet) a csatornameder alatti vályog rétegben egyenletes Na^+ -felhalmozódás, adszorpció tapasztalható, ami a beszivárgó víz egyidejű Na^+ -koncentrációjának csökkenésével jár együtt. A homok réteghez érve az agyagtartalom csökkenésével párhuzamosan az adszorpció mértéke is csökken, azonban a mechanikai szűrés és a Na^+ sóinak kicsapódási folyamatai itt is zajlanak. A homok réteg emiatt a felső 25 cm-ében még képes csökkenteni a szivárgó víz Na^+ -tartalmát, ennél mélyebben pedig a Na^+ kimosódása tapasztalható a szelvényből, ezáltal a szivárgó víz Na^+ -koncentrációja újra nőni kezd. A kimosódásban szerepet játszik, hogy a szelvény eredeti Na^+ -profilja a talajvíz közeli rétegben mutatja maximumát, ahol a beszivárgó víz olyan kis Na^+ -koncentrációval bír, hogy az adszorpciót idéz elő. A talajvíz felől történő kismértékű Na^+ -szállítás is hozzájárul az altalajban a szivárgó víz Na^+ -tartalmának növekedéséhez. A szivárgó víz szelvényen belüli koncentrációváltozását a rétegek texturális különbségén kívül a talaj eltérő adszorpciós és szűrő tulajdonsága is befolyásolja. Az évek során a talajban az adszorpció egyre kisebb mértékben képes részt venni a beszivárgó Na^+ -koncentráció csökkentésében. A szivárgó víz által szállított Na^+ -koncentráció a talajvízbe érkezés pontjában a csatornában folyó víz 300 mg/l-es Na^+ -koncentrációjánál kisebb (az első évben 200 mg/l, az ötödikben 237 mg/l, a tizedikben pedig 255 mg/l). Az első öt évben a beszivárgó víz hígítja a talajvíz Na^+ -koncentrációját (250 mg/l), a tizedikben pedig kis mértékben (+5 mg/l) terheli

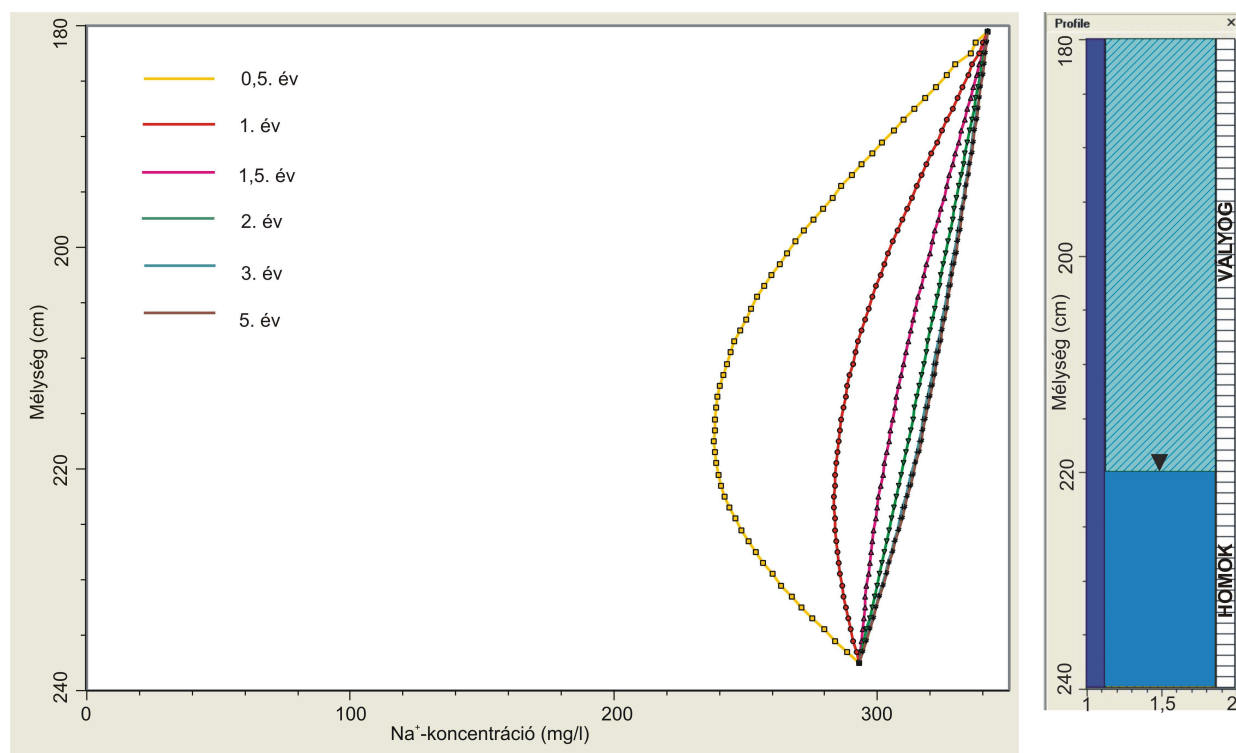
azt. A csatornameder alatt közvetlenül elhelyezkedő 40 cm-es vályog réteg az első évben 190 mg/l Na^+ -t adszorbeál, a másodikban 140 mg/l-t, a harmadikban 105 mg/l-t, az ötödikben 60 mg/l-t, a tizedikben pedig 25 mg/l-t. Itt is megfigyelhető az adszorpciós kapacitásban bekövetkező csökkenés az idő előrehaladtával, ami a szelvény egyre nagyobb mértékű Na^+ -telítését jelzi. A homok rétegben ezzel szemben a deszorpció dominál. Az első évben 60 cm-nyi homok talajoszlopról 90 mg/l nettó Na^+ -mobilizáció történik, ami a harmadik évben 25 mg/l-re, a tizedikben pedig 20 mg/l-re csökken. Tehát mivel mind a szelvény felső részében lejátszódó adszorpció, mind pedig az alsó részében tapasztalható deszorpció mértéke csökken, a fent említett folyamatok a modellezett szelvény egységes Na^+ -profiljának kialakulása felé hatnak, amely a tizedik évre meg is valósul. A talaj egyenletes Na^+ -profiljával egyensúlyban egyenletes Na^+ -gradiens alakul ki a szivárgó vízben. Összességében a jelen peremfeltételek alkalmazása mellett a mintázási időponttól számított ötödik évig a talaj egyértelműen szerepet játszik a talajvíz Na^+ -terhelésének csökkentésében, a tizedik évben pedig, habár a beszivárgó csatornavíz Na^+ -koncentrációjánál kisebb koncentráció érkezik a talajvízbe, mégis növeli annak Na^+ -tartalmát. A modell a talajszelvény lassú Na^+ -telítődését mutatja.



5.21. ábra: 10 éves Na^+ -mozgás szimuláció a „legjobb eset” scenárió alapján (Arenosol)

A „legrosszabb eset” scenárió (5.22 ábra, 10. melléklet) szerint a nagy víznyomással (50 cm) beszivárgó csurgalékvíz Na^+ -koncentrációja az első évben a telítetlen vályog rétegben kismértékű csökkenést mutat, ami feltehetőleg a talaj mechanikai szűrő funkciója és a sókiválás miatt mutatkozik, hiszen a legpesszimistább becslés nem számol adszorpcióval. A 342 mg/l beszivárgó Na^+ -koncentrációból a talajvizet az első évben 280 mg/l éri el. A következő években – adszorpció hiányában – egyre lassuló ütemű növekedés figyelhető meg a beszivárgó víz talajvizet elérő Na^+ -tartalmában (302, 305, 305 mg/l). A harmadik és ötödik év között a talajvízbe érkező Na^+ -koncentrációban már nem mutatkozik eltérés, állandósult beszivárgás állapítható meg. A

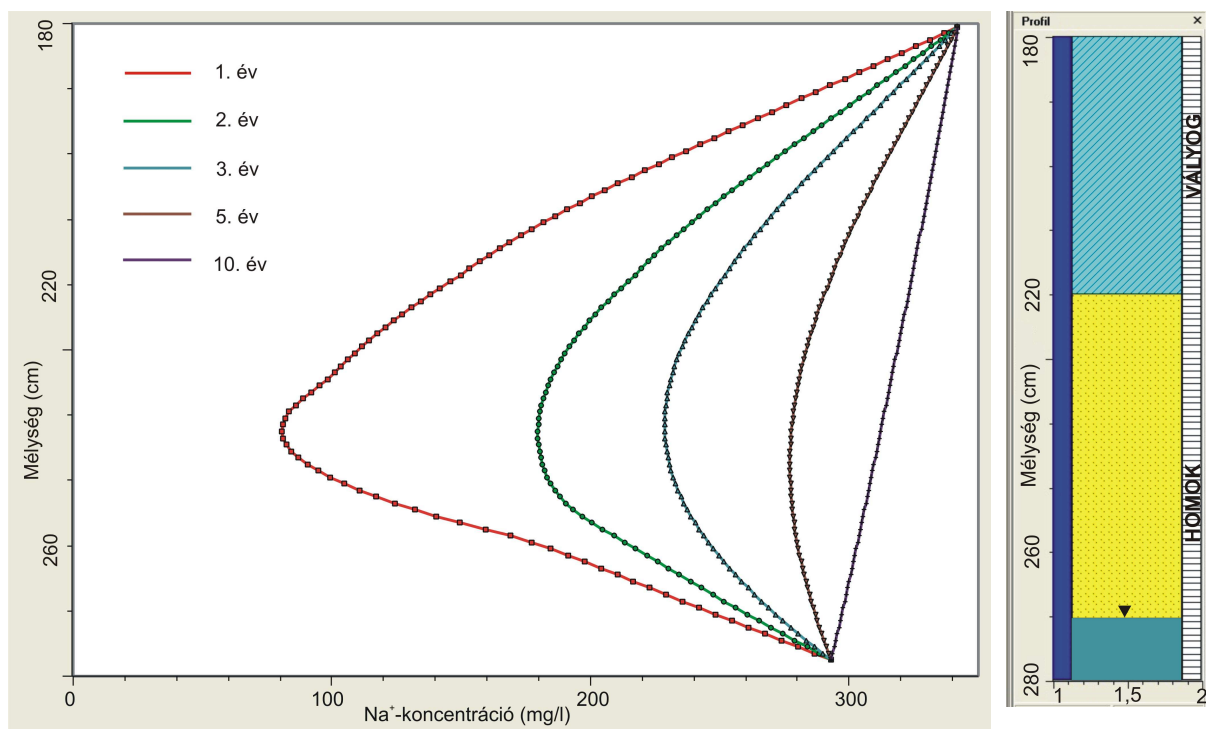
Phaeozem talaj modelljéhez hasonlóan, már a harmadik évre beáll ez az állandósult Na^+ -koncentráció, ami kis mértékben terheli a talajvizet (+12 mg/l Na^+). A „legrosszabb eset” scenárióban a „legjobb eset”-hez képest az első évben 80 mg/l-rel nagyobb Na^+ -koncentráció érkezik a talajvízbe, a harmadikban 85 mg/l-rel több, az ötödik évre a különbség 68 mg/l. Tehát a modellek output görbéi között az idő előrehaladtával egyre csökkennek a különbségek. A szelvény háromfázisú zónájában szivárgó víz Na^+ -koncentráció-növekedésének üteme rendkívül gyors a „legrosszabb eset” scenárióban. A talajvizet már az első év után Na^+ -terhelés éri.



5. 22. ábra: 10 éves Na^+ -mozgás szimuláció a „legrosszabb eset” scenárió alapján (Arenosol)

A „tényleges eset” scenárió modelljét (5.23. ábra) a nyári terepi mérés eredményeit felhasználva építettem fel (10. melléklet). (A korábbi tavaszi mintázásból származó felszíni- és talajvíz Na^+ -koncentráció adatait a scenáriók létrehozásánál felhasználtam, de a „tényleges eset” scenárió felépítésében azért nem ezt az időszakot jelenítettem meg, mert extrém magas talajvíz szintje torzította volna a modellt.) A teljes telítetlen zónában (70 cm) megvalósuló nettó adszorpciót tekintve a szivárgó víz Na^+ -koncentrációjából (342 mg/l) az első évben 102, a másodikban 87, a harmadikban 72, az ötödikben 52, a tizedikben pedig 42 mg/l Na^+ kötődik meg. Az Arenosol szelvény C-szintjében megvalósuló adszorpció összhangban van az adszorpciós izotermájának kísérleti eredményeivel (5.17. ábra). Az adszorpció üteme az idő múlásával csökkenő tendenciát mutat. A „tényleges eset” scenárió talajvízterhelésre vonatkozó kimeneti értékei (240, 255, 270, 290, 300 mg/l), valamint az adszorpciós kapacitási értékek csökkenő tendenciájának mérőszámai minden esetben a „legjobb” és „legrosszabb eset” modellek kimeneti értékei között foglalnak helyet. Éppúgy, mint a „legjobb eset” scenárióban, a talajvízbe érkező Na^+ -koncentráció az első öt évben hígítja, a tizedik

évtől pedig terheli a talajvizet. A szelvény Na^+ -telítődése a Phaeozem szelvényéhez képest lassúnak tekinthető.



5.23. ábra: 10 éves Na^+ -mozgás szimuláció a „tényleges eset” scenárió alapján (Arenosol)

5.3.5.4. Részösszegzés

Összegezve a vertikális, csatornameder alatti Na^+ -transzport „tényleges eset” modelljei alapján elmondható, hogy:

- Mivel a Phaeozem talaj esetén a csatornából talajba szivárgó víz Na^+ -koncentrációja kisebb, mint a talajvízé - függetlenül attól, hogy a talajban megvalósul-e adszorpció - a beszivárgó víz a tíz modellezett év során hígítani fogja a talajvizet. Az agyagos vályog textúrájú szelvény nagy agyagtartalma miatt - melyhez a Na^+ kötődik - gyors ütemben telítődik a vizsgált ionnal, így a modellt alapján már a harmadik év után deszorpció lesz jellemző rá.
- Az Arenosol talaj esetében a talajvíz Na^+ -tartalma kisebb a csatornában szivárgó víz Na^+ -koncentrációjánál, ezért a Na^+ -terhelés nagyban függ a szelvény Na^+ -megkötő képességétől. Ebben a szelvényben az adszorpció legnagyobb hányada a csatornameder alatt elhelyezkedő 40 cm-es vályog rétegben történik. A textúrális váltás miatt (vályog-homok) a felső rétegben lejátszódó adszorpció ellenére az alsó rétegben megjelenő deszorpció miatt csak kis mértékben mutatkozik a szelvényben a talajvíz Na^+ -terhelésének csökkentésére irányuló hatás. A talajvízszint felett elhelyezkedő profil a modell szerint az első öt évben képes tompítani a talajvízbe érkező Na^+ mennyiségét, a tizedik évtől azonban terheli azt. (Ha a szelvényben nem működne adszorpció, akkor már az első év után Na^+ -terhelés érné a talajvizet, ami egyre nagyobb mértékű lenne.) A Phaeozem szelvény Na^+ -telítéséhez képest az Arenosol szelvényben lassabb ütemű telítődés várható a megadott peremfeltételek alapján. Tehát a szikesedés megjelenése az

Arenosol szelvényben későbbi időpontra tehető, azonban a tizedik évtől megmutatkozó Na^+ -terhelés a talajvízen keresztül a környező területek altalajára is hatással lesz.

- A talaj adszorpciós hatásfoka mindkét modellezett szelvényben csökken az idő előrehaladtával, ami az évenként azonos Na^+ -input ellenére a szivárgó víz Na^+ -koncentrációjának növekedésében érhető tetten. Ugyanazon beérkező Na^+ -koncentrációból ugyanis a talaj egyre kisebb hányadot képes visszatartani. Egy évtizeden keresztül történő Na^+ -input olymértékben telítheti a szelvény adszorpciós felületét, hogy a beérkező szivárgó víz már – hozzá képest híg oldatként - deszorpciót idéz elő, s a mobilizált Na^+ -t a talajvízbe szállíthatja.
- Vertikálisan a szelvények eredeti Na^+ -profiljai a talajvízszint felé növekvő Na^+ -tartalmat mutattak. A beszivárgó víz és a talaj között lejátszódó folyamatok a modell alapján a talajszelvény Na^+ -profiljának kiegyenlítődése felé hatnak.
- A tizedik évre a háromfázisú szelvényben szivárgó vízben a csatornavíz és a talajvíz Na^+ -koncentrációját áthidaló egyenletes Na^+ -gradiens jön létre, mely a Phaeozem szelvény esetén a mélységgel növekvő, az Arenosol szelvény esetén pedig csökkenő tendenciát mutat.

5.3.6. A csatorna közelében lejátszódó talajmódosító folyamatok jellemzése geostatistikai analízissel

A fejezet célja a szikkadás hatására talajban lejátszódó talajtani folyamatok azonosítása a geostatistikai analízis eszközeivel a talajminták vizsgált kémiai paramétereiben bekövetkező térbeli változások alapján. Fő célkitűzés a szikkasztás által érintett és nem érintett talajminták térbeli elkülönítése diszkriminancia analízissel, és az őket szeparáló független talajtani háttér-folyamatok meghatározása és nevesítése főkomponens analízis segítségével. Mivel a Chernozem és Phaeozem talajok esetén volt szembetűnő és a csatornaközei és kontroll pontok összehasonlításával jól követhető a használt hévíz szikkasztás hatásainak talajbeli megjelenése, ennek példáján mutatom be a bármely talajtípusra elvégezhető geostatistikai lépéseket.

5.3.6.1. A cserkeszőlőn mintázott talajok diagnosztikai paramétereinek korrelációs összefüggései

Első lépésként korreláció alkalmazásával kerestem a talajtani hatások megjelenésének jeleit. A vizsgált talajparaméterekből egyenként létrehozott hisztogramok tanúsága alapján megállapítottam, hogy nagy részük a normalitás feltételét nem teljesíti, ezért a kevésbé eloszlásérzékeny Spearman-féle korrelációt (robosztus becslés) választottam az általánosan használt lineáris Pearson-féle korreláció helyett (5.17. táblázat). A számolt Spearman-féle rangkorrelációs együttható (Sreüh) a lineáris korrelációs együttható speciális esetének tekinthető. A kapcsolat szorosságának mérésére nem a két változó értékeinek, hanem rangszámainak (r_s) különbségét használja fel (5. 1).

$$r_s = 1 - \left[\frac{6 \cdot \sum_{i=1}^N d_i^2}{N^3 - N} \right] \quad (5. 1)$$

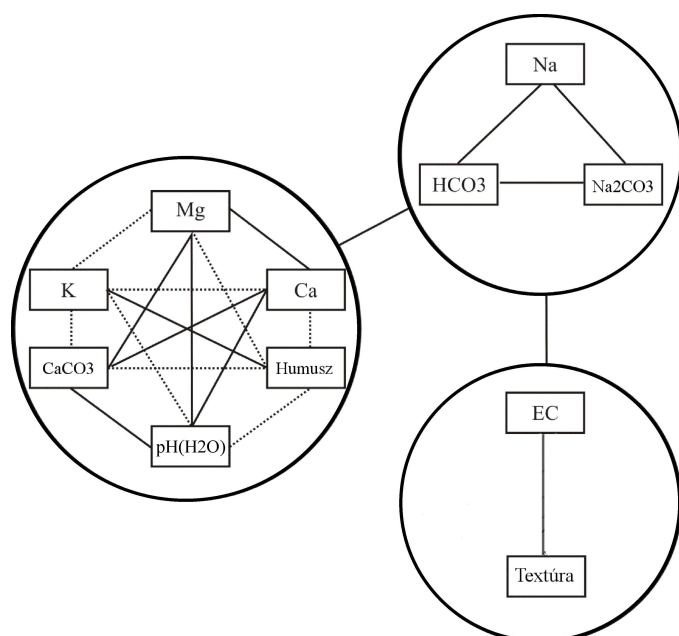
ahol $d_i = x_i - y_i$ az x és y rangjainak különbsége; N = a mintaszám. Az együttható értékei a $[-1, +1]$ intervallumba esnek: minél közelebb vannak ezek az értékek a -1 -hez vagy $+1$ -hez, annál szorosabb

a kapcsolat a két változó között. Az abszolút érték mutatja az erősséget, az előjel pedig az irányt (Sajtos és Mitev, 2007). Ha a kapcsolat előjele pozitív, az adott paraméterek változása azonos irányba tart, ha negatív, ellentétes irányba. Ez a koefficiens mutatja tehát annak a mértékét, hogy ha az egyik változó növekszik, a másik változó mennyire követi annak növekedését anélkül, hogy ez a növekedés lineáris kapcsolatot jelentene (Shaw, 2003).

5.17. táblázat: A cserkeszőlői mintaterület főbb diagnosztikai paramétereinek Spearman-féle korrelációs együtthatói (N=28)

Sreüh	pH (H ₂ O)	Mész-tart. %	Humusz-tart. %	Szóda-tart. %	Textúra	EC (μS/cm)	Ca ²⁺ (mg/kg)	Mg ²⁺ (mg/kg)	Na ⁺ (mg/kg)	K ⁺ (mg/kg)	HCO ₃ ⁻ (mg/kg)
pH (H ₂ O)	1	0,85(**)	-0,89(**)	0,98(**)	0,39(*)	0,49(**)	0,85(**)	0,69(**)	0,61(**)	-0,72(**)	0,64(**)
Mész-tart. %		1	-0,93(**)	0,81(**)	0,33	0,20	0,87(**)	0,86(**)	0,29	-0,79(**)	0,34
Humusz-tart. %			1	-0,86(**)	-0,29	-0,29	-0,86(**)	-0,82(**)	-0,41(*)	0,85(**)	-0,42(*)
Szóda-tart. %				1	0,43(*)	0,57(**)	0,82(**)	0,62(**)	0,69(**)	-0,70(**)	0,69(**)
Textúra					1	0,55(**)	0,27	0,28	0,51(**)	-0,09	0,53(**)
EC (μS/cm)						1	0,19	0,09	0,89(**)	-0,13	0,82(**)
Ca ²⁺ (mg/kg)							1	0,84(**)	0,28	-0,77(**)	0,36
Mg ²⁺ (mg/kg)								1	0,08	-0,74(**)	0,20
Na ⁺ (mg/kg)									1	-0,30	0,89(**)
K ⁺ (mg/kg)										1	-0,30
HCO ₃ ⁻ (mg/kg)											1

* szignifikáns a 0,05 szinten, ** szignifikáns a 0,01szinten



5.24. ábra: A cserkeszőlői mintaterület vizsgált paramétereinek korrelációs profilja
(A folytonos vonalak a pozitív, a szaggatott vonalak a negatív korrelációt jelzik.)

A változók közötti kapcsolatrendszer az 5.24. ábrán korrelációs profilként ábrázolva látható. A korrelációs profil három elkülöníthető változócsoporthat mutat, melyeken belül páronként minden változó összefügg a többivel. Ez a három változócsoporthat önállóként definiálható, még akkor is, ha a csoportoknak van néhány közös változója. Az első csoport a pH (H₂O), humusztartalom, mésztartalom, K⁺, Ca²⁺ és Mg²⁺ változókból áll össze, a másodikba a szóda tartalom, Na⁺ és HCO₃⁻ sorolható, míg a harmadikba a textúra, és az összes sótartalom meghatározását segítő EC tartozik.

5.3.6.2. A szikkadás által okozott talajtani háttér folyamatok elkülönítése főkomponens analízissel

A korreláció és a főkomponens analízis alkalmazásával a hasonló tulajdonságokkal rendelkező változók csoportjai (főkomponensek, ezentúl FK) elkülöníthetők. A módszer célja, hogy a változók számát csoportképzés és összevonás által csökkentse minimális információvesztés mellett. A nagyszámú korreláló alapadatból így módon új, - végeredményben kisebb számú - korrelálatlan változók képezhetők. Így egyrészt megkönnyítjük a velük végzendő műveleteket, másrészt a hiba mértékét is csökkentjük. További előnyt jelent, hogy az adataink átláthatóbbá válnak, értelmezésük könnyebb lesz.

Az általam végzett főkomponens analízis (Varimax rotációt alkalmazva) négy főkomponens létrejöttét eredményezte, melyek a teljes variancia 93,03 %-át képviselték (5.18. táblázat). Optimális esetben minden ilyen elkülönített változó csoport megfeleltethető egy független talajtani folyamatnak, ami az adott paraméterekben megjelenő változást indukálja. Az FK1 tartalmazza a Ca^{2+} , mésztartalom, szóda tartalom, $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, K^+ és humusztartalom változókat; az FK2 a HCO_3^- , Na^+ , EC, szóda tartalom és $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ változókat. Az FK3 egyedül a textúrát foglalja magába, míg az FK4 egyedül a Mg^{2+} -ot. Habár a korreláció és a főkomponens analízis eredményeként létrejött változó csoportok kis mértékben különböznek, a két módszer eredményei megerősítik egymást. Az FK1 a fő talajjellemzők kumulatív indexeként értelmezhető; a lúgosan hidrolizáló Na_2CO_3 és CaCO_3 tartalom változása maga után vonja a talaj pH-jának ugyanilyen irányú változását, miközben a humusz és a K-tartalom egyidejűleg ellentétes irányba változik. A humusz és a K^+ mennyiségének változása együtt mozog, a talaj K^+ tartalma tehát a szerves anyaghoz kötött. Megfigyelhető továbbá a humusztartalom és a mésztartalom ellentétes irányú változása is. A humuszanyagokból felszabaduló savas komponensek ugyanis elősegítik a mész mobilizálódását, amit a szikkadásból származó víztöbblet

5.18. táblázat: A Cserkeszőlőn mért paraméterek rotált komponens mátrixa

	Főkomponensek			
	FK1	FK2	FK3	FK4
Ca^{2+} (mg/kg)	0,904	0,127	0,14	0,146
K^+ (mg/kg)	-0,85	-0,182	0,141	-0,048
Humusztartalom %	-0,85	-0,293	-0,199	-0,317
Mésztartalom %	0,833	0,189	0,253	0,413
HCO_3^- (mg/kg)	0,236	0,939	0,007	-0,021
Na^+ (mg/kg)	0,212	0,936	0,131	-0,107
EC (mS/cm)	-0,071	0,869	0,394	-0,001
Szóda tartalom %	0,539	0,811	0,034	0,087
pH (H_2O)	0,643	0,655	0,24	0,223
Textúra	0,163	0,234	0,943	-0,07
Mg^{2+} (mg/kg)	0,41	-0,1	-0,109	0,888

Főkomponens analízis, módszer: Varimax rotáció Kaiser normalizációval. Rotáció: 5 ismétlés

kimos a szelvényből. Az FK2 a szikesedési folyamattal függ össze. A szikesedés részfolyamatainak indikálói jelennek meg: a pH, mint a lúgosodás; az EC, mint a sófelhalmozódás; a Na^+ , HCO_3^- és a szódatartalom (a szóda csapadék és oldott formája) pedig a Na^+ -felhalmozódáshoz forrásul szolgáló komponensek. A talaj textúrája (FK3) - mint a vizsgálatba bevont egyetlen talajfizikai jellemző - a fenti kémiai paraméterektől független. A Mg^{2+} mobilizációja (FK4) önálló folyamatként jelentkezik a csatorna környékén, ami a szivárgásból származó víztöbblet kilúgzó hatásának tulajdonítható.

5.3.6.3. A használt hévíz szikkadás talajtani hatásainak kimutatása diszkriminancia analízissel

A geostatistikai elemzés záró lépéseként a főkomponensek többváltozós térben diszkriminancia analízist végeztem annak érdekében, hogy megvizsgáljam és számszerűsítsem a csatornamederhez közeli, és attól távoli mintapontok talajainak kémiai paramétereiben megmutat-

kozó különbségeket, ezáltal kimutassam a használt hévíz szikkadás hatását. A diszkriminancia analízis során prediktor változóként a fent említett talajalakító folyamatokat jelző főkomponenseket alkalmaztam. Ez a módszer alkalmas a prediktor változók optimális lineáris kombinációjának (diszkriminancia függvény, D) kiszámítására, amivel két ismert mintacsoport a legmegfelelőbbben szétválasztható. A számítás során a "stepwise" módszert alkalmaztam Wilks-féle lambda minimalizációval. A számított diszkriminancia függvény (5.2) azt sugallja, hogy a vizsgált területen a fő folyamat, ami alapján a mintacsoportok a csatornától való távolság szerint elkülönülnek, a Mg^{2+} mobilizáció (FK4) és a fő talajjellemzőkben bekövetkező változás (FK1). A talaj textúrája (FK3) és a szikesedés részfolyamatainak (FK4) a talajparaméterekben megmutatkozó változása nem olyan mértékű, ami a minták szeparációjában döntő szerepet játszhatna (5.19. táblázat):

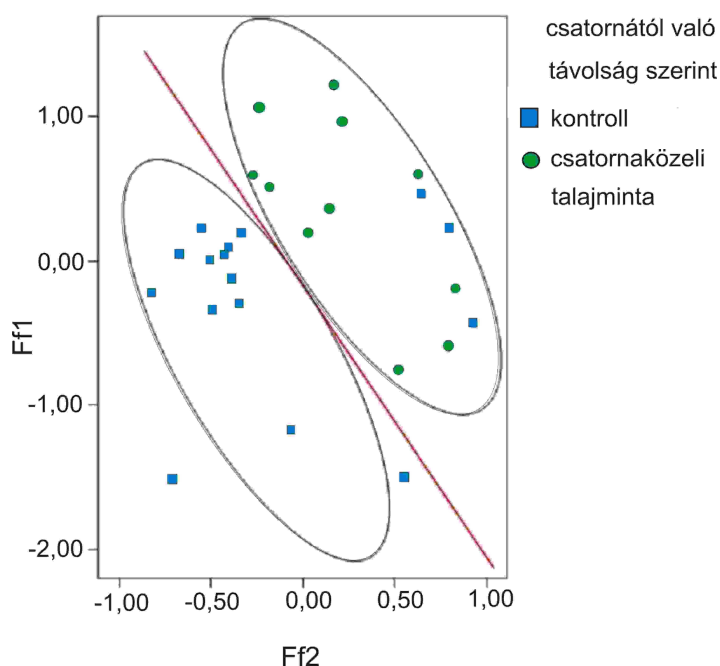
5.19. táblázat: A 4 létrehozott faktor strukturális mátrixa

	Függvény tagok
FK4	0,655
FK1	-0,454
FK3	-0,276
FK2	0,183

Csoporton belüli korrelációk a független változók és a standardizált kanonikus diszkriminancia függvények között, a változók az egyenleten belüli korreláció abszolút értéke alapján követik egymást

$$D = 0,65 * FK4 - 0,45 * FK1 - 0,28 * FK3 + 0,18 * FK2 \quad (5.2)$$

A D függvény azonos előjelű együtthatói alapján megszerkeszthető a diszkriminancia diagram abszcissza tengelye ($Ff2 = -0,45 * FK1 - 0,28 * FK3$), illetve ordináta tengelye ($Ff1 = 0,65 * FK4 + 0,18 * FK2$), melyen a csatornához közeli használt termálvízszikkadás által érintett, és a csatornától távoli, szikkadás által nem érintett kontroll minták pontfelhői egyértelműen elkülönülnek (5.25. ábra).



5.25. ábra: A talajminták laboratóriumi mérési eredményei alapján történő szétválogatása a csatornától való távolság szerint

Az esetek kb. 10 %-án kívül az összes minta a helyes, eredeti csoportjába sorolódik a fenti diszkriminancia függvény alkalmazásának eredményeként (5.20. táblázat). A 10 %-nyi helytelenül besorolt mintahányadot három kontroll talajminta jelenti, amelyek a csatornaközeli minták csoportjába sorolódtak át. Ez a három minta megfelel a két kontroll szelvény feltalajának (3t 0-40 cm, és 5 t 0-20 cm). Az esetek fennmaradó majd 90 %-ában az a priori ismereteink alapján meghatározott eredeti csoportjukba sorolódtak a talajminták. A fentiek alapján kijelenthető, hogy a csatornából történő használt hévízszivárgás va-

lós hatást fejt ki a környező talajokra. Ez a módszer alkalmas további, ugyanazon vizsgálati területről származó talajminták csoportba tartozásának besorolására, megadva, hogy az adott minta kémiai paramétereinek számszerűsített értékei alapján érintett a szikkadó termálvíz hatása által, avagy nem.

5.20. táblázat: A diszkriminancia analízis osztályozási eredményei

		a csatornától való távolság	csoportba tartozás a függvény alapján		Teljes
			kontroll	csatornához közeli minta	
Eredeti	db	kontroll	13	3	16
		csatornaközel mint	1	11	12
	%	kontroll	81,3	18,8	100
		csatornaközel mint	8,3	91,7	100

A diszkriminancia függvény alapján az esetek 85,7% -a sorolódott be helyesen az eredeti csoportjába.

értékét leginkább meghatározó faktorokban a csatornaközel minták vizsgált paramétereinek átlagértékeit összehasonlítva tehát megállapíthatók a változókban bekövetkező módosulások. Ezen változásokat mutatja be az 5.26. ábra, melyen a folytonos vonal (1:1 egyenes) a konzervatív viselkedést illusztrálja, ezen azok a változók foglalnak helyet, amelyek értékeiben nem mutatható ki változás a csatornamedertől való távolság függvényében, míg a szaggatott vonal csekély mértékű növekedést mutat, ezen a vonalon a Na^+ és a hozzá kapcsolódó változók (EC-sótartalom, szóda, HCO_3^-) helyezkednek el. A legjelentősebb változás a Mg^{2+} -tartalom és a mésztartalom csökkenéséhez, valamint a K^+ és humusztartalom egyidejű növekedéséhez köthető. Mivel a termásvíz magas Na^+ -a miatt garantált a folyamatos Na^+ utánpótlás a szikkadás által, az adszorbeált Ca^{2+} és Mg^{2+} ionokat folyamatosan képes lecserélni. Az ennek eredményeképp mobilizált kationok a víz-

5.21. táblázat: A diszkriminancia analízissel szétválogatott talajminták diagnosztikai tulajdonságainak statisztikai értékelése

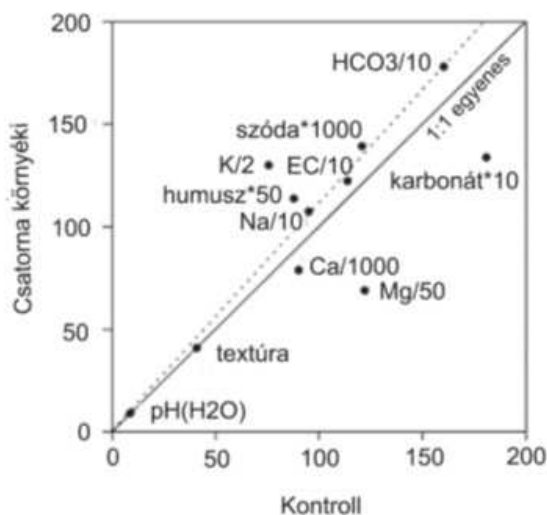
Talajminta típus	Diagnosztikai tulajdonság	Átlag	Szórás
Kontroll	Ca^{2+} (mg/kg)	90061,88	48312,18
	K^+ (mg/kg)	151,58	72,60
	Humusz %	1,75	1,22
	Mész %	18,03	10,30
	HCO_3^- (mg/kg)	1601,02	350,37
	Na^+ (mg/kg)	954,00	551,30
	EC (mS/cm)	1144,00	505,04
	Szóda (%)	0,12	0,05
	pH (H_2O)	9,00	0,48
	Textúra	41,58	4,42
	Mg^{2+} (mg/kg)	5880,38	5704,83
Csatorna-közel	Ca^{2+} (mg/kg)	78829,17	50043,52
	K^+ (mg/kg)	261,39	136,13
	Humusz %	2,29	1,13
	Mész %	13,42	7,97
	HCO_3^- (mg/kg)	1792,81	1061,20
	Na^+ (mg/kg)	1083,93	925,30
	EC (mS/cm)	1240,25	653,85
	szóda (%)	0,14	0,12
	pH (H_2O)	8,99	0,68
	Textúra	40,73	3,51
	Mg^{2+} (mg/kg)	3440,08	1277,32

Az 5.21. táblázat alátámasztja és számszerűsíti a két elkülönült csoport diagnosztikai tulajdonságai között fennálló különbségeket. A kontrollhoz képest a csatorna közelében csökkent a talaj Ca^{2+} -tartalma, Mg^{2+} -tartalma és a mésztartalma. Ezzel egyidejűleg a humusz- és K^+ -tartalom, az EC, a Na^+ -, HCO_3^- -, és szóda tartalom átlagértékeiben növekedés tapasztalható. Egyedül a pH és textúra mutatkozik változatlanul. A D függvény

többlet hatására könnyen kimosódnak a csatornaközel talajszelvényekből. Ez magyarázza a Na^+ gyarapodását és a Ca^{2+} és Mg^{2+} mennyiségének csökkenését. A csatorna mentén a kedvező vízellátás, megemelkedett hőmérsékletű környezet és a csökkent mezőgazdasági művelés miatt megnövekedett mikrobiális aktivitás és nagyobb növénytömeg jellemző, ami a humusztartalomban jelentős növekedést eredményez. A folyamatosan fejlődő, majd pusztulásuk után helyben lebomló növényi részek szolgáltatják a megnövekedett K^+ koncentrációt. Csak csekély mértékű növekedés tapasztalható az FK2-ben (szikesedési folyamat), azon belül is főleg a szóda és a sófelhalmozódás részfolyamatai mutatkoznak a hosszútávú használt termásvíz kihelyezés és szikkadás hatására. Mivel a Na^+ , EC, szóda és HCO_3^- ugyanazon az

egyenesen helyezkednek el, ezek közös viselkedése feltételezi a Na^+ -os szikesedés kismértékű megjelenését. Habár a pH konzervatív változónak tűnik, tehát kémhatásbeli eltérés nem mutatható ki a csatornától való távolság tükrében, határozottan érintett az összes fent említett folyamat által. A Ca^{2+} és Mg^{2+} kimosódás éppúgy hat rá, mint a K^+ és Na^+ feldúsulás, nem beszélve a mész és szóda oldódási és kicsapódási reakcióiról, ami látszólag konstansnak mutatja, egyensúlyban tartja a pH-t. Ez is alátámasztja korábbi feltevésünket, miszerint a talajlúgosodás folyamatában a csatornában szikkadó hévíznek közvetlen hatás nem, csak közvetett hatás tulajdonítható.

Az a tény, hogy a pH tekintetében nem mutatkozik eltérés a csatornaközei és távoli mintapontok között, nem feltétlenül jelenti azt, hogy a hatás nem észlelhető, jelentheti azt is, hogy a lúgosító hatás, amit a szikkadó víz a talajvízen keresztül fejt ki a talajra, már a csatornától számított 50-60 m-t (kontroll pontok) is elérte, ezért nem mutatható ki különbség a kontroll és csatornaközei mintapontok kémhatása között.



5.26. ábra: A csatornaközei és kontroll minták változóinak összehasonlítása

A talaj textúrája tekinthető a legkonzervatívabb változónak, a csatornaközei és távoli mintapontok esetén nem mutat eltérést, tehát a vizsgált területen belül a talaj szemcseösszetétele közel azonos. A mechanikai összetétellel kapcsolatos paraméterek, mint például a szivárgás, vagy az agyagfrakcióhoz kötött adszorpciós képesség nem mutat nagyfokú eltérést.

5.3.6.4. Részösszegzés

Összegzésként elmondható, hogy a geostatistikai vizsgálatok is alátámasztják a használt hévíz szikkadásának hatását a csatornaközei talajokra. A hatás megmutatkozik:

- a vízben dominánsan jelen levő Na^+ ioncsere folyamataiban (Na^+ felhalmozódás),
- a szivárgásból származó víztöbblet ionmobilizáló hatásában (Mg^{2+} -mobilizáció, Ca^{2+} mobilizáció),
- a csatorna környékén a hőmérséklet emelkedése, megfelelő vízellátás és a mezőgazdasági művelés hiánya vagy csökkent volta miatti megnövekedett mikrobiális, talajlakó mezofauna aktivitás és növényi szervesanyag termelés miatti humusz és K^+ -tartalom növekedésben,
- a szikesedési folyamatok kismértékű megjelenésében, ami főként a sófelhalmozódáshoz és a szóda tartalom növekedéséhez köthető.

A diszkriminancia analízis során megtörtént a szikkadás hatása által érintett és kontroll talajminták csoportjainak elkülönítése az elemzésbe bevont 11 diagnosztikai paraméter alapján, a csatornától való távolság függvényében. Ennek kapcsán kijelenthető, hogy mivel a szétválogatás sikeresnek tekinthető, a diagnosztikai paraméterek változását előidéző hatások a csatorna mentén lokálisak, horizontálisan a medertől számított 50-60 m-t még nem érték el, kivéve a lúgosító hatást, amely indirekt módon, a talajvízen keresztül már kiterjedtebb. Vertikálisan a csatornamederből a talajba szivárgó csurgalékvíz hatása főleg a talaj alsóbb régióit érinti.

VI. KÖVETKEZTETÉS

Hazánk kedvező geotermikus adottságai miatt a hévízkitermelés fokozott az ország területének több mint 2/3-án. A csurgalék termálvizek nagyobb hányadát a balneológiai felhasználás miatt szennyeződésből adódóan tilos visszatáplálni a felszín alatti hévízadó földtani egységbe. A visszatáplálás az energetikai felhasználású hévizek esetén sem 100 %-os, ezért a csurgalék termálvizek nagy mennyisége kerül szigeteletlen földmedrű csatornákon keresztül élővizeinkbe, melyek kémiai, fizikai és biológiai paraméterei ezáltal megváltoznak. A szigeteletlen földmedrű csatornákból talajba szivárgó, nagy oldott anyag tartalommal, szerves és szervetlen szennyezőkkel terhelt vizek hatnak a talaj-talajvíz rendszerre, s ezen keresztül a rajtuk élő/termelt növényekre is. A csatornák környékén ezért igen fontos a használt hévíz által okozott hatások azonosítása, a hatásterület meghatározása. Mivel a csatornában szikkadó hévizek különböző talajtípusokon fejtik ki hatásukat, s ezen hatások megjelenésének mértékében is jelentős különbségek lehetnek, összehasonlító elemzésre törekedtem ennek tükrében.

Összefoglaló tanulmányban foglalkoztam a dél-alföldi használt hévizekben jellemzően megjelenő szennyezők meghatározásával 25 termálvíz-felhasználó létesítmény 2003 és 2008 között készült felülvizsgálati és talajtani szakvéleményeinek adatai alapján. Ezek elemzése lehetőséget nyújtott a talajra és talajvízre kifejtett hatások jellemzésére. A vizsgált létesítmények közül két különböző hévízhasznosítással (balneológia/energetika) működött részletesebb elemzés alá vettem. A mintaterületeken három különböző talajtípust különítettem el terepi megfigyeléseim és laboratóriumban vizsgált talajtani diagnosztikai paraméterek alapján, így a szikkadás talajtani hatásait eltérő típusú talajokon is vizsgálni tudtam. Céлом volt a csatornában szikkadó használt hévíz talajszikesítő hatás szempontú értékelése indikáló paramétereken keresztül. A talajra gyakorolt hatáson túl a talajvíz kémiai-fizikai paramétereire, valamint a talajvízszintekre és -áramlásra gyakorolt hatása is vizsgálatom tárgyát képezte, éppúgy, mint az azonosított változások geostatisztikai analízissel való igazolása, valamint a hatásfolyamatok térbeli lehatárolása a csatornák környezetében.

Kutatásom eredményei az alábbi pontokban foglalhatók össze:

6.1. A dél-alföldi használt termálvizek jellemző szennyezői és hatásuk a talajvízre, talajra

Az összegző vizsgálatba bevont alföldi régióban a *termálvizekben* a hatályos jogszabályokkal való összevetés után jellemző - azaz a vizsgált esetek 50 %-át meghaladó gyakorisággal előforduló - szennyezőként határozható meg az *ammónium*, az *As*, a *Hg* és az *Pb*, ezen felül a kationok között a Na^+ dominanciája is megfigyelhető. A csatornában szikkadó *termálvíz eredetű felszíni vízben* ezek közül már csak a magas *Na* % és az *ammónium* koncentrációja tekinthető környezeti szempontból kockázatosnak.

A csatornák menti területek *talajvizében* a *Hg*-koncentráció mutat határérték-túllépést kiemelkedő gyakorisággal, emellett a termálvízben és a felszíni vízben kockázatot jelentő fémek hatályos határértéket meghaladó koncentrációi is detektálhatók, habár ezek gyakorisága nem éri el az 50 %-ot. A magas *Na*-arány szintén szembetűnő, annak ellenére, hogy egyik jogszabály sem ír elő rá vonatkozó határértéket. A termálvízben és a talajvízben észlelt szennyezőkben megmutatkozó hasonlóság a talajvízre kifejtett termálvízhatást sejteti.

A *talajban* az *összes sótartalom*, valamint a *Mg_s%* haladja meg a szikesedési határkoncentrációt. A hatályos határértéket az esetek nagy számában azonban csak a *pH*-érték lépte túl, néhány esetben pedig a termálvíz eredetű mikroelemek koncentrációja (*Hg*, *As*, *Ni*) volt annál magasabb.

Talajok esetén nagy gyakorisággal a *szikesedés részfolyamataival* összefüggő változók (összes sótartalom, Mg_s %, pH) jelentek meg a szennyezők között, melyek kapcsán a sófelhalmozódás, fizikai degradáció és lúgosodás folyamatainak megjelenése valószínűsíthető.

Az összegző vizsgálatba bevont alföldi régió használt termálvizeire, és azok beszivárgása által a talajvízre és talajra kifejtett hatásokra vonatkozóan elmondható, hogy egyértelműen *termálvíz eredetű szennyezőnek* a talajvízben a Na^+ és az *ammónium* tekinthető. A termálvíz a talajra egyértelműen a *sótöbblet* szállítása által sófelhalmozódás elősegítésével hat, ugyanis annak ellenére, hogy a termálvíz sótartalma nem haladja meg az előírt határértéket, az öntözővíz-minőség normában Darab és Ferencz (1969) által közölt 500-1000 mg/l összes sótartalmat az esetek többségében meghaladja.

Az összegzésbe bevont mintaterületek vizsgálati adatainak száma sajnos nem éri el a statisztikailag nagy biztonsággal helyes eredményt nyújtó adatszámot, ezért fontosnak tartom a felmérések egyéb mintaterületekre való kiterjesztését a levonható következtetések pontosítása érdekében. A leíró statisztikai elemzési módszer nem alkalmas továbbá az adatok térbeliségének megjelenítésére, valamint a határérték-túllépés mértékének egyértelmű kifejezésére sem. Ezen hiányosságok pótlására a szöveges táblázatelemzés kapcsán törekedtem.

6.2. A két kiválasztott mintaterület használt termálvizeinek kémiai jellemzői, és a talajvízben előidézett hatások

A 25 mintaterület közül kettő esetén (Cserkeszölő, Tiszakécske-Kerekdomb) részletesebb vizsgálatokat végeztem. Első lépésként megállapítottam a termálvíz kémiai típusát és szikesítő hatását (a pH, összes sótartalom, szóda egyenérték, Na %, Mg % és SAR-érték alapján), hogy a szikkadás kapcsán potenciálisan fellépő hatásokról információt nyerjek. Minősítettem és osztályba soroltam a termálvizeket a Darab és Ferencz (1969) által kidolgozott öntözővíz-minőségi norma alapján. Az elemzést a szikesedés szempontjából veszélyes tényezők szerint végeztem előzetes tanulmányok alapján. Arany (1956), Szabolcs (1961), Herke (1962) és Várallyay (1967, 1968) ugyanis kimutatták, hogy a szikesedésben főként a felszínközeli, vagy időszakosan oda kerülő talajvizek játszanak szerepet. Mintaterületeimen ez adott volt, hiszen a szigetelés nélküli csatornából való szivárgás által megemelkedhet a sós talajvíz szintje, ami a talaj állapotát a szikesedés irányába mozdítja el, ahogy ezt korábban Darab (1958), Szabolcs (1961), Szabolcs és Várallyay (1980), Szabolcs et al. (1969) és Várallyay (1974, 2001) is megállapították. Scherf (1935) a talajvíz kémiai paraméterei közül a nagy sótartalmat, lúgos pH-t és nagy Na^+ -tartalmat emelte ki, mint szikesedés szempontjából veszélyes faktort.

Megállapítottam, hogy a *nagy Na^+ -arány* mindkét mintaterületen (éppúgy mint korábban bemutatott vizsgált dél-alföldi régióban) jellemző a *használt termálvizekben*. Emiatt a *IV. öntözővíz-minőségi osztályba* sorolhatók, mely vizek öntözésre alkalmatlanok. Kémiai típusukat tekintve a cserkeszölői használt hévíz a $Na-Mg-HCO_3$, a tiszakécske-kerekdombi pedig a $Na-HCO_3-Cl$ kémiai típusba tartozik, ami szintén a Na-dominanciát támasztja alá.

A nagy Na %-ú termálvízből Na^+ -ok a homokos mechanikai összetételű talajban nagy mennyiségben kerülhetnek a *talajvízbe* a csatornák mentén. Ezek a nagy szivárgási tényezővel és kis agyagtartalommal rendelkező talajok nem kötik meg nagy mennyiségben a Na^+ -ot, hanem a talajvízig engedik leszivárogni azt. Ennek következtében talajvizeikben a *Na-dominancia erősödése* mutatható ki *kémiai talajvíztípus váltás*, a *Na % közvetlen növekedése*, és nagymértékű, akár több kategóriát átívelő *öntözővíz-minőségi romlás* által. A nagyobb agyagtartalommal rendelkező tala-

jok nagyobb mértékben képesek a Na^+ megkötésére (ahogy erre már korábban 'Sigmond (1923, 1927), Treitz (1924) és Arany (1958) is felfigyelt), ezáltal a Na^+ -koncentráció növekedése a talajvízben kevésbé jellemző. Ha Na % növekedés figyelhető meg a talajvízben a csatorna környékén, az a Ca^{2+} és Mg^{2+} -ok koncentrációjának csökkenése miatt, indirekt módon következik be.

A *lúgosító hatást* a használt termálvízből talajvízbe jutó *lúgosan hidrolizáló sók* (Na_2CO_3 , NaHCO_3) idézik elő. A legnagyobb mértékű lúgosodás szintén a homok textúrájú szelvények talajvizében mutatható ki.

A *csatornák* a talajvíz természetes áramlását megtörik, és kisebb-nagyobb mértékben átalakítják azt. A változás mértéke függ attól, hogy az eredeti *talajvíz áramlás* irányával a mélyített csatorna milyen szöget zár be. A csatornából kiáramló, talajvíztől eltérő kémiai karakterisztikájú használt termálvíz és a csatorna által módosított talajvíz áramlás együtt alakítják ki a csatornák környékén a változásokat a talajvíz fizikai-kémiai paramétereiben. Ezen hatások a csatornák különböző szakaszain eltérőek lehetnek. Például a cserkeszőlői mintaterületen a felső csatornaszakaszon a bal parton *a kiáramló használt hévíz a talajvíz sótartalmát lokálisan csökkenti* a meder közelében, ezáltal mérsékli a sófelhalmozódási/szikesedési folyamatok ütemét. Ezzel szemben az alsó szakaszon a jobb parton a csatornából kiáramló víz *visszaduzzasztó hatást* gyakorol az amúgy is nagy sótartalmú talajvízre. Ez okból *nő az összes sótartalom* a meder közelében, miáltal a felhalmozódási/szikesedési folyamatok kifejlődésének gyorsabb üteme várható, mint a felső szakaszon. A jobb parton általam azonosított folyamatok (sótartalom-növekedés, Na^+ -dominancia, HCO_3^- -koncentráció növekedése, visszaduzzasztó hatás) egybeesnek a Kuti által (1989, 2003) Duna és Tisza környéki talajvizekben megfigyelt változásokkal. Ugyanazon hatások megjelenése itt kisebb léptékben tapasztalható.

Azon csatornák esetén, amelyek *állandó használt hévíz bevezetéssel* rendelkeznek (pl. fürdőkhöz kapcsolódó csatornák) permanens hatásként írható le a *talajvíztükör szintjének növekedése*. A „kritikus talajvízszint” és a talajvíz sótartalma közötti, Kovda (1973) által kidolgozott összefüggés alapján kiszámoltam a mintaterületek szelvényeihez tartozó „kritikus talajvízszint,-eket. Megállapítottam, hogy csak a cserkeszőlői mintaterületen vizsgált pontokban emelkedik a „kritikus talajvízszint” fölé a talajvíztükör szintje, tehát itt várható sófelhalmozódás. *Szakaszos használt hévíz ellátású csatornák* esetén (pl. kertészetekhez kapcsolódó csatornák) a téli és nyári időszakot összehasonlítva a *talajvízszint nagymértékű ingadozása* figyelhető meg, amely nem közelíti meg a „kritikus talajvízszintet”, így a sófelhalmozódási folyamatok kifejlődése is kisebb valószínűséggel várható.

6.3. A termálvíz szikkadás hatásainak jellemzése a WRB (2006) rendszer minősítői alapján

A mintaterületek talajtípusait besoroltam a nemzetközi, diagnosztikai szemléletű WRB (2006) rendszer talajcsoportjai közé a célból, hogy megállapítsam, a használt hévíz szikkadás hatására bekövetkező talajtani változások mértéke indokolja-e bizonyos elő- vagy utóminősítők megjelenését, vagy a szelvények eltérő besorolását. A kiválasztott két mintaterület talajai három különféle referenciacsoportba sorolhatók (Chernozem, Phaeozem, Arenosol). A besorolást megelőzően a szikkadás hatását tükröző, szikesedéssel kapcsolatos természetes (natric, salic) és antropogén eredetű (hydragric, irrigric) diagnosztikai szintek elkülöníthetőségét vizsgáltam.

Arra a következtetésre jutottam, hogy a natric és salic szintek nem voltak jelen a szelvényekben, mert az ezeket meghatározó szolonycesedési és szoloncsákosodási folyamatok még csak kezdetlegesek voltak a mintaterületeken. Az emberi hatásra megnövekedett vízhatást jelző

hydragric és irrigric szinteket a várttal ellentétben szintén nem sikerült elkülöníteni, mert a kritériumnak megfelelő szintvastagság vagy texturális kritériumok nem teljesültek.

A WRB (2006) rendszerbe besorolt talajszelvények csatornától való távolság szerinti, minősítőkből megmutatkozó különbségei a következőkben foglalhatók össze:

A *Chernozem* [Luvic Orthic Calcic Chernozem (Pachic)] és a *Phaeozem* [Luvic Calcic Phaeozem (Abruptic)] esetén a csatornaközei szelvényhez képest a kontroll mintapontban a talaj megnevezése egy *Anthric* utóminősítővel bővült, ami területhasznosítási különbségeket tükröz. A hasznosításon kívül diagnosztikai paraméterekben nem volt olyan mértékű eltérés, ami a talajok eltérő besorolását indokolta volna. Az *Arenosol* talajú tiszakécske-kerekdombi mintaterületen csak az alsó csatornaszakaszon figyelhető meg eltérés a talajok megnevezésének előminősítőjében a csatornától való távolság szerint. A kontroll mintapont a tipikus *Arenosol* (*Haplic Arenosol*) kritériumainak felel meg, a medermenti szelvény (*Albic Arenosol*) pedig rendelkezik egy világos színű, durvább textúrájú, szerkezet nélküli felszín alatti kilúgzási szinttel (ami a csatornából kiáramló víz talajmódosító hatását mutatja).

A mintaterületeken a csatorna folyásirányának mentén megmutatkozó változások csak a cserkeszőlői mintaterületen voltak követhetők. A felső és alsó csatornaszakasz melletti talajok (*Chernozem* és *Phaeozem*), bár egymástól csupán 285 m-re helyezkednek el, más talajcsoportba sorolódnak az alsó szakaszon megnövekedett mértékű kilúgzás miatt. A kilúgzás a tiszakécske-kerekdombi talajszelvények esetén is megfigyelhető (prefix-váltás). Mindez utal a csatorna hatására kialakuló víztöbblet szerepére a talaj fejlődésében.

6.4. A hévíz szikkadás talajszikesítő hatásának bemutatása indikáló faktorokon keresztül

A használt hévíz szikkadása kapcsán potenciálisan fellépő szikesedés értékelését a fő részfolyamatokat jellemző paraméterek alapján végeztem el. A lúgosodás indikátoraként szolgált a pH(H₂O) és a szóda tartalom, a szoloncsákosodás mutatója volt az összes sótartalom (természetesen a szóda és mészszelvénybeli profiljaival együtt), a szolonyecsedést pedig a Na_s% és a SAR-érték számolt adatai alapján minősítettem. A csatornák környéki mezőgazdasági termelés miatt fontos volt értékelni az agronómiai szempontokat is. Mindezt erősítette Karuczka (2004) korábbi liziméteres kísérletének eredménye, melyben lucerna jelzőnövény mellett megállapította, hogy 0,5-1,0 g/l sótartalmú öntözés esetében már megjelent sófelhalmozódás a talaj gyökérzónájában. Mivel a területen ható használt hévizek sótartalma ebbe a koncentrációtartományba esik, a sófelhalmozódás értékelése időszerűnek bizonyult. Karuczka (2004) szerint többéves öntözés ilyen sótartalmú víz esetén táblaszinten negatív hatással lehet a talaj termőképességére. Blaskó (2005) meghatározta, hogy az öntözött területek talajvízszint növekedése miatt a jelenlegi időjárási viszonyokat is figyelembe véve a másodlagos szikesedés veszélye megnőtt. Legveszélyesebb kombinációnak a száraz évszázadhoz társuló ember által okozott magas talajvízállást tartja.

A szikkadó használt hévíz szerepe a talajok szikesedésében a négy mintázott csatornaszakaszon négy különféle képet mutat:

A cserkeszőlői vizsgálati terület felső csatornaszakaszánál mintázott *Chernozem*ekben a meder melletti és a kontroll pontban egyaránt megfigyelhető *gyenge, Na-sók dominálta sófelhalmozódás*. A csatornából kiáramló csurgalék hévíz az egyébként is nagy sótartalmú talajvíz szintjét a „kritikus talajvízszint” fölé emeli, minek következtében a szelvények sómérlege pozitív lesz, a *felhalmozódási folyamatok* fognak dominálni bennük. A talajvíz szintjének megemelkedé-

sével a csatorna melletti szelvényben a legfelső talajréteg is kapillárisává válik, a *felfelé irányuló vízmozgás* lesz a meghatározó a teljes szelvényben. A már korábban lemosott sók a talajvíz sótartalmával és a szikkadásból származó többlet sótartalommal együtt a feltalajba jutnak. A párolgás pedig segíti a felszín közelébe szállított sók koncentrációját. A tényleges *sófelhalmozódás a gyökérzónában* történik (Szabolcs, 1974, Huber et al., 2008). A kontroll szelvény csupán talajvíz felől érkező sóinputjához képest tehát a *meder melletti szelvénybe* a csatorna felől is érkezik többlet só, ezért *nagyobb sómaximum* jellemzi. A sómaximumok a csatornától távolodva egyre mélyebb talajhorizontok felé húzódnak, és egyre kisebb koncentrációértékkel jellemezhetők. Mivel a kiáramlás miatt a mederközei szelvény talajvízszintje közelebb van a felszínhez, mint a csatornától távolabbi szelvényeké, ezért a sófelhalmozódási szint is kisebb mélységben helyezkedik el, mint a kontroll pontban. Ez összhangban áll Várallyay (1967) megállapításával, miszerint minél magasabban áll a talajvízszint, annál magasabban alakul ki a sófelhalmozódási szint is. Emellett a talajvízszint minél közelebb van a felszínhez, annál intenzívebb a sófelhalmozódás. Mados (1943) rámutat, hogy a Na-sók kizárólag akkor jelennek meg a felsőbb talajrétegben, ha az időszakosan emelkedő talajvíz megbontja az éghajlatnak megfelelő sóegyensúlyt a talajban. Pontosan ez az eset áll fenn a csatornaközei Chernozem szelvényben, ahol a talajvíz sótartalmán kívül idegen származású só (a használt hévíz szikkadásból származó sótartalom) is növeli a feltalaj sótartalmát a talajvízszint növelésén kívül. Így *mesterséges hatásra megbomlik a szelvény természetes sóegyensúlya*. A kontroll szelvényben a csapadék általi kilúgzás és a kapilláris vízemelés átfedési mélységében lokalizálható a sófelhalmozódás. Ezt a sófelhalmozódási mélységtartományt jelöli meg korábbi munkájában Mados (1943) és Arany (1958) is. A meder melletti, *agyagos vályog* textúrával jellemezhető szelvény Na^+ -koncentrációja a termálvízből származó Na^+ -ok hatására megnövekszik, ami közvetlenül *növeli a Na_s %-ot és a SAR-értéket*. Ezzel együtt *csökkenti a talajvízbe kerülő Na^+ mennyiségét*. A detektálható Na^+ -feldúsulás mértéke azonban nem közelíti meg a 'Sigmond (1927) által meghatározott talajdegradációs határt (12-15 Na_s %). A megjelenő talajmódosító hatások a Chernozemben még nem öltöttek olyan mértéket, ami a csatornával szomszédos területeken a termékenység csökkenését eredményezné.

A csatorna alsó szakaszánál található *Phaeozem* szelvényekben szintén *gyenge sófelhalmozódás* volt kimutatható, ami meghaladja a Chernozemeknél tapasztalt sófelhalmozódás mértékét. A sófelhalmozódás erőssége a Phaeozemek esetében nem függ egyértelműen a csatornától való távolságtól. A sóprofilok kialakításában az É-Ny—D-K irányú, csatornameder felé áramló nagy sótartalmú talajvíz és a csatornából, valamint a talajfelszín felől szivárgó vizek sótartalma együttesen vesznek részt. A szelvények sótartalma között azonban nincs jelentős különbség. A sófelhalmozódásban a meder közelében főleg a Na-sók szerepe emelhető ki, a kontroll pontban pedig a Na- és Ca-sók együtt vesznek részt, ami inkább a talajvíz eredetre utal. Tóth és Várallyay (2001) statisztikailag igazolták, hogy a talajvizek sótartalma szignifikánsan befolyásolja a talajvízszinthez közeli talajréteg sótartalmát. Ez a megállapítás a csatorna melletti Phaeozem szelvény esetén is megállja a helyét. Mados (1943) kimutatta, hogy a Na-sók kilúgozódása max. 200 cm mélységig történhet, ez a csapadék beszivárgási zónája. A Na-sókra a növényeknek nincs szükségük, így a gyökérzónába történő visszaszívás nem csökkenti a leszivárgó Na-só mennyiségét. Ilyen körülmények között *a Na-sók az altalajban halmozódnak fel*, ahogy ez a Phaeozem só- és szóda profilján is visszatükröződik. Az összes só, mész és szóda profil alapján megállapítottam, hogy a

csatornamenti Phaeozem szelvényben 20 cm mélységig mutatható ki egyértelműen *kilúgzás*. A sóakkumuláció szintje a felszíntől számított 80 cm alatt figyelhető meg. A talajvíz szintje feletti 60 cm-es szelvényrészben a *kapillaris vízemelés*hez köthető anyagáramlás dominál. A csatornában szikkadó hévízből származó szóda a környező talajvízbe jutva elősegíti a meder melletti szelvény *altalajának lúgosodását*. Tehát a használt termálvíz közvetett, talajvízen keresztül megvalósuló talajlúgosító hatása mutatható ki. A talajvízszint ezen szelvényekben is a „*kritikus talajvízszint*” felett áll. Elmondható, hogy agronómiai és növénytermesztési szempontból hátrányos változások a Phaeozem szelvények esetén sem fedezhetők fel, mivel mind a lúgosító, mind a sótartalom növelő hatások a termesztett növények gyökérmélysége alatt mutatkoznak meg.

Az Arenosol szelvényekben a *homok frakció* dominál. Ezzel párhuzamosan a *beszivárgás* kevésbé gátolt, mint a nagyobb agyagtartalmú, tömöttebb szerkezetű talajok esetén. Tóth és Kuti (1999) megállapították, hogy minél jelentősebb a homokfrakció tartalom egy talajszelvényben, annál kisebb a feltalaj sótartalma, mert a *kilúgzás* nagyobb hangsúlyt kap. Ugyanez volt kimutatható az Arenosol szelvényekben, ahol a sómaximumok a talajvíz ingadozási zónájában jelentek meg, a feltalajban pedig minden esetben kis sótartalom volt jellemző. Ezen szelvényekben még a sómaximumok értékei sem érik el a sófelhalmozódási határkoncentrációt (0,05-0,1 %). Éppúgy, ahogy a Na_s % vagy a SAR-értékek alapján sem mutatható ki szolonyecesedés. A nagy átszivárgási értékkel jellemezhető, kis agyagtartalmú (kis pufferkapacitással rendelkező) szelvényben mind a sók, mind pedig a Na^+ -ok érintik a talajvizet, növelve annak szikesítő hatását, ez azonban a mederrel párhuzamos talajvízáramlás miatt csak *lokális*. A szikkadás *talajlúgosító hatása a talajvízen keresztül közvetetten érvényesül*, melyben a HCO_3^+ és szóda koncentráció növekedését kell kiemelni a csatornák környezetében. Ezen megfigyelések alapján az Arenosol mederközeli szelvényeire kifejtett termálvíz-hatások kis mértékűek és csak az alsóbb talajrégiókat érintik a talajvíztükről közelében, vagy a beszivárgási mélység és a talajvíz ingadozási zónájának találkozásánál. Emiatt nem kell számolni a környező területeken termesztett növények termés csökkenésével, a potenciális termőképesség 100 %-nak tekinthető.

Általánosságban elmondható, hogy:

Sófelhalmozódás azokban a (homokos vályognál *nehezebb mechanikai összetételű*) szelvényekben jött létre, melyek talajvízszintje a „*kritikus talajvízszint*” felett volt és *talajvizük sótartalma meghaladta az 1000 mg/l-es koncentrációt*.

Nagyobb mértékű sófelhalmozódás ott volt tapasztalható, ahol a szelvény *nem volt egységes texturális felépítésű*. A texturális váltások ugyanis elősegíthetik a nagy sótartalmú víz szelvényen belüli feltorlódását, betöményedését és a sókiválást. A csatornából kiáramló használt hévíz *sótöbblet*et szolgáltatott a csatornameder közeli szelvényeknek a kontrollokhoz képest. A kiáramlás miatt megnövelt talajvízszint és sótöbblet, valamint a növények és a talaj felületén megvalósuló párolgás által fenntartott *kapillaris áramlás* hatására a csatorna környékén nagyobb sómaximum kisebb talajmélységben mutatkozik. Minél magasabb a talajvízszint, annál inkább a kapillaris vízemelés lesz meghatározó a szelvényben, így a sók a feltalajba juthatnak. Az itt élő vagy termesztett növények *gyökérmélysége* pedig meghatározza a *sófelhalmozódás szintjét*.

Megállapítható, hogy nem kizárólag a termálvízhatáshoz köthető a sófelhalmozódás megjelenése, de annak mértékét és szintjét befolyásolja a szikkadó hévíz.

Mivel a mintaterületeken eleve *nagy sótartalmú talajvizek* voltak jelen, a szikkadó termálvíz legmarkánsabb hatásának a talajvízszint „kritikus talajvízszint” fölé történő emelését tartom, ami a talajban a felhalmozódási és szikesedési folyamatok előmozdítója.

A csatorna felső szakaszán a talajvíztükör szintje mindig magasabb, mint az alsó szakaszon, mert itt még nagyobb a víznyomás, ezáltal nagyobb vízszintnövekedés várható, az alsó szakaszon pedig a csatorna lejtésének megteremtése miatt a medrek mélyebben bevágódnak, ezért a talajvízszint is nagyobb talajmélységben található. A talajvízszintek meghatározzák a sófelhalmozódás szintjét, ezért a felső szakaszokon kisebb mélységben található sófelhalmozódás, mint a csatorna alsó szakaszán.

A csatornában szikkadó használt hévizek Na^+ -hatása kiemelendő. A vizsgált ion nagy mobilitása és a többi kicserélhető kationhoz viszonyított kis adszorpciós affinitása miatt a szelvényekben jelenleg *nem okoz szikesedést*, a talajvízbe jutva annak áramlásával viszont terjedhet. Nagyobb mértékű Na-hatást, ami a talaj szikesedésében nyilvánulna meg, vagy hosszabb időtávon tapasztalhatnánk, vagy a talajvízáramlási rendszer legalacsonyabb pontjában, ahol az odaszállított nagy Na^+ -koncentráció miatt az erősebben kötődő ionokat is leszorítva az adszorpciós felületről felhalmozódására nyílna lehetőség.

A használt hévíz *lúgosító hatása* általában *közvetetten*, a talajvízen keresztül jelenik meg a *szelvények alattalajában*. Ezt a hatást a termálvízből származó szóda, HCO_3^- -többség váltja ki.

6.5. A talajok jellemző ionösszetételének változása a csatornák környezetében

A Phaeozemen kívül minden talajszelvényben megmutatkozik a Na^+ -koncentráció *megnövekedése* a csatorna mentén. A Na^+ szelvénymenti eloszlása változik a csatornák különböző szakaszain, az ionmaximumok a folyásirány mentén növekvő mélységben mutathatók ki. A talajvíz iondiagramjai szintén a csatornaközelben dominánssá váló Na^+ képét mutatják. Tehát a talajok megkötik a beérkező Na^+ -ok egy részét, de a talajvíz Na^+ -terhelését nem küszöbölik ki. A Chernozem kivételével minden talajtípusnál kisebb Mg^{2+} -koncentráció detektálható a csatorna közelében, mint a kontroll pontban. Tehát a csatornamenti talajok esetén a Mg^{2+} *mobilitáció* a jellemző folyamat.

Az anionok között a Chernozem és Phaeozem szelvények esetén a HCO_3^- játszik fontos szerepet. A Chernozem szelvényben a HCO_3^- -koncentráció csökkenése, a Phaeozemben pedig átrendeződése mutatkozik a meder közelében. A csatorna hatása a Chernozem és Phaeozem szelvények esetén a SO_4^{2-} tekintetében főleg a szelvénymenti átrendeződésben mutatkozik meg. Az Arenosol szelvényben SO_4^{2-} koncentráció növekedés is történt a meder közelében, ami a talajvízben is kimutatható. A Cl^- szempontjából a szikkadó víz szintén csak szelvényen belüli átrendeződést, a Phaeozem esetén pedig koncentrációcsökkenést idéz elő. A csatorna ezen szakaszán ugyanis a szikkadó vízben már nagyon kicsi a Cl^- -koncentráció, ami a talajban lévő, könnyen mobilizálható kloridot kioldja a szelvényből. Arenosolok esetén az anionok között nincs domináns, az anionarány közel kiegyenlítettnek tekinthető.

A szelvényekben megfigyelhető ionmaximumok szintje a talajtípus szövete és szerkezete által meghatározott szivárgási tényezőnek, a koncentrációnövekmény mértéke pedig a talajtípus, valamint a talajvíz és termálvíz ionösszetételének a függvénye.

6.6. Különböző talajtípusok Na^+ -adszorpciós viselkedésének jellemzése

A csatornában folyó csurgalékvízből talajba szivárgó Na^+ -koncentráció különböző talajtípusokban való megkötődését, s ezáltal a szikesedés kialakulásának előrejelzését adszorpciós modell-

kísérlettel követtem nyomon. Az *adszorpció izotermák* megszerkesztése után leolvasható, és számolható számos *adszorpció paraméter*. Megállapítottam azonban, hogy a Na^+ adszorpció gyenge, ezért adszorpció görbéje közel lineáris, ami miatt a telítési állapot nehezen definiálható. Ebből kifolyólag az extrapolációval számított adszorpció paraméterek (pl. maximálisan megköthető Na^+ -koncentráció) nagy hibával terheltek. Ezen értékek csak becslésre, valamint a különböző talajtípusok adszorpció paramétereinek egymáshoz viszonyított relációinak megadására alkalmasak.

Megállapítottam, hogy a legnagyobb *potenciális Na^+ -megkötő képesség* értéket tekintve a 3 talajtípus között az Arenosol < Chernozem < Phaeozem sorrend adható meg.

Az adszorbeálható Na^+ -mennyiség szelvényen belüli, szintek között megmutatkozó különbségei az adszorpció izotermákon a szelvény szintenként eltérő *humusz-, agyag- és mészállapotán* kívül - ami az adszorpció felület nagyságát és az *aktív helyek mennyiségét* határozza meg - az *eredeti Na^+ telítettség*től, valamint az *adszorpció egyensúlyi állandó*tól is függnék. Az utóbbi két paraméter az izotermaillesztés során alkalmazott módosított Langmuir izotermákból számolható.

Az *adszorpció határkoncentrációk* meghatározásával megadható az az egyensúlyi oldatkoncentráció, amely felett adszorpció, alatt pedig deszorpció játszódik le a szelvény adott szintjében. Ez a koncentráció gyakorlatilag azonos a mintázás időpontjában a talaj adott szintje és a vele érintkező talaj-

oldat egyensúlyi Na^+ -koncentrációjával. Az adszorpció izotermákról ez a paraméter is leolvasható, amit talajtípusonként és szintenként a 6.1. táblázat foglal össze. Ezen értékek pontossága meg egyezik az izotermaillesztés pontosságával, ami a legtöbb esetben $0,7 < R^2$, tehát nagy pontosságú.

6.1. táblázat: A különböző talajtípusok szintjeinek adszorpció határkoncentrációi

	Adszorpció határkoncentrációk (mg/l)		
	A-szint	B-szint	C-szint
CHERNOZEM	400	577	400
PHAEOZEM	<200	800	1000<
ARENOSOL2	290	196	295

Ha a modellkísérlet eredményeit a természetes körülményekhez akarjuk adaptálni, akkor a talajszintek jellemző adszorpció határkoncentrációinak és a mintaterületeken ható használt hévizek Na^+ -koncentrációinak ismeretében megadható, hogy a két fázis találkozásakor *adszorpció*, vagy *deszorpció* fog lejátszódni. Terepen a Chernozem talajra 570 mg/l körüli Na^+ -koncentrációval rendelkező hévíz hat, ami az A- és C-szintben adszorpciót, a B-szintben gyenge deszorpciót indukálna. A Phaeozem talajhoz érve a csatornában már 430 mg/l körüli értékre csökken a csurgalékvíz Na^+ -koncentrációja, ami az A-szintben adszorpciót, a B- és C-szintben deszorpciót okozna. Az Arenosol szelvényre 340 mg/l Na^+ -koncentrációjú csurgalékvíz hat, ami minden szintben különböző mértékű adszorpciót idézne elő. Természetesen a modellkísérlet igen leegyszerűsített állapotot tükröz, a legkedvezőtlenebb szituáció valósul meg általa, hiszen a természetben a Na^+ -nal versengő és erősebben kötődő egyéb ionok is (pl. Ca^{2+}) részt vesznek az adszorpció folyamatokban, ami csökkenti a megkötődő Na^+ mennyiségét.

A talaj adszorpció képessége fontos tényező a *felszín alatti vizek védelmének* szempontjából. A Phaeozem talajok esetén a kísérletben vizsgált egyensúlyi koncentráció tartományon az A-szint képes nagymértékű adszorpcióra. Ez a természetben a talajvizek Na^+ -terhelésének csökkentése szempontjából nem előnyös. A Chernozem és az Arenosol talajok ezzel szemben a C-szintben adszorbeálnak legnagyobb mértékben Na^+ -ot, ami kedvezően hat a talajvíz Na^+ -terhelésének csökkentésében.

A megoszlási hányados, azaz a pufferkapacitás az izoterma meredekségének első deriváltjaként számítható. Jelzi, hogy a talaj és talajoldat között a beérkező Na^+ -koncentráció hogyan oszlik meg. A kísérletben a kezelési oldat Na^+ koncentrációjának növekedésével a kezelt talaj pufferkapacitása egyre csökken. A meghatározott adszorpciós felület a kezelési oldat Na^+ -tartalmának egyre kisebb hányadát képes megkötni, egyre nagyobb hányad marad a talajoldatban, s jut el a talajvízig. Ugyanez a *pufferkapacitás-csökkenés* a természetben akkor is lejátszódhat, amikor folyamatos Na^+ -utánpótlás miatt a talajban az évek során felhalmozódik a Na^+ , így a további beérkező Na^+ -koncentrációból már kevesebbet köt meg. Megállapítottam, hogy a legmagasabb pufferkapacitás értékkel a három vizsgált talajtípus közül a Phaeozem rendelkezik, a legalacsonyabbal pedig az Arenosol.

A kísérlettel az adszorpciós görbék maximális telítéstől különböző távolságban elhelyezkedő lineáris szakaszait tártam fel. Kimutattam, hogy ha a mintaterületeken a jelenlegi kb. 500 mg/l-es koncentrációjú termálvizek helyett a kísérletben maximális koncentrációként választott 1000 mg/l Na^+ -tartalmú szikkadó hévizek hatnának, akkor sem lenne tapasztalható az adszorpciós felület teljes telítődése. A talajok még rendelkeznek szabad adszorpciós kapacitással a jövőbeni, szikkadásból adódó Na^+ -többlet mérséklésére. A mért izotermákból számítással becsülhető, hogy a maximális megköthető Na^+ -koncentráció hány %-a kötődött meg a mintázás időpontjában (kb. 500 mg/l hatókoncentráció), és pl. *1000 mg/l-es hatókoncentráció esetén*. Ez alapján elmondható, hogy ha tegyük fel a mintaterületen ható Na^+ -koncentrációja 1000 mg/l-re növekedne, a telítődés mértéke nagy és üteme gyors lenne a *Chernozem A-szintjében* (14,58 % $\rightarrow$ 27,65 %), és az *Arenosol B-* (1,17 % $\rightarrow$ 6,56 %) *illetve C-szintjében* (4,17 % $\rightarrow$ 11,94 %). A többi esetben a hatókoncentráció növekedése miatt bekövetkező telítődés mértéke nem utal *talajdegradációs folyamatok* megjelenésére. Ezen számítások is azt mutatják, hogy a Phaeozem esetén az altalajban Na^+ -mobilizáció, deszorpció történne, a talajvizek Na^+ -terhelését ezen talajok nem lennének képesek kellően csökkenteni. A Chernozem és Arenosol talajokban az adszorpció által csökkenne a talajvíz Na^+ -terhelése, ám a szelvények maguk a *Na-os szikesedés* útjára lépnének.

6.7. A csatornameder alatti vertikális Na^+ -transzport és a talajvíz Na^+ -terhelésének modellezése

A csatornameder alatti háromfázisú talajzónában megvalósuló Na^+ -mozgás modelljeit a WHI UnSat Suite Plus 2.2 szoftver VS2DT moduljának alkalmazásával a két mintaterület egy-egy kiválasztott talajtípusára (Phaeozem, Arenosol) végeztem el három elméleti forgatókönyv („legjobb eset”, „legrosszabb eset”, „tényleges eset”) szerint. A megfelelő inputadatok betáplálásával a modellek eredményei alapján megállapítható, hogy az adott talajszelvényrész mennyire sikeres a Na^+ -terhelés talajvízbe jutásának gátlásában. A program alkalmas arra, hogy az általa képzett modell adott időintervallum bizonyos kiválasztott időpontjaiban mutassa a *talajvizet érő Na^+ -terhelést*. Segítségével meghatározható, hogy a mintázás időpontjától számítva *mennyi időn belül lehet tényleges Na^+ -szennyezésre számítani* adott Na^+ -koncentrációjú talajvíz esetén. A szelvényekben lejátszódó, mélység szerinti *adszorpciós és deszorpciós folyamatokra* szintén következtetni lehet a modellből.

A vertikális, csatornameder alatti Na^+ -transzport „tényleges eset” modelljei alapján kimutatható, hogy:

A Phaeozem esetén a talajvíz Na^+ -koncentrációja nagyobb, mint a csatornából talajba szivárgó vize, ezért – adszorpciótól függetlenül – a tíz modellezett év során a beszivárgó víz *hígítja a*

talajvizet. A nagyobb agyagtartalmú (agyagos vályog textúra) Phaeozem szelvény gyors ütemben telítődik a vizsgált ionnal, így a modell alapján már a harmadik év után deszorpció lesz jellemző rá.

Az Arenosol esetében a talajvíz Na^+ -tartalma kisebb a csatornában szivárgó víz Na^+ -koncentrációjánál. Ezért a talajvíz Na^+ -terhelése nagyban függ a szelvény Na^+ -megkötő képességétől. Ebben az esetben a beszivárgó víz Na^+ -koncentrációját a csatornameder alatt elhelyezkedő 40 cm vastag vályog réteg csökkenti a legnagyobb mértékben. A texturális váltás miatt (vályog-homok) a felső rétegben lejátszódó adszorpció ellenére az alsó rétegben megjelenő deszorpció miatt csak kis mértékben mutatkozik a szelvényben a talajvíz Na^+ -terhelésének csökkentése. A talajvízszint felett elhelyezkedő profil a modell szerint az első öt évben képes tompítani a talajvízbe érkező Na^+ mennyiségét, a tizedik évben azonban már terheli azt. Az adszorpció (és a vályog réteg) szerepe olyan fontos ebben a szelvényben, hogy ha ez nem volna, akkor a Na^+ -terhelés már az első év után elérné a talajvizet. Tehát az Arenosol szelvény vályog rétegződése által nagy mértékben lassítja a talajvíz Na^+ -szennyeződését az adott peremfeltételek között.

A Phaeozem szelvény Na^+ -telítéséhez képest az Arenosol szelvényben lassabb ütemű telítődés várható a megadott peremfeltételek alapján. Tehát a szikesedés megjelenése az Arenosol szelvényben későbbi időpontra tehető, azonban a tizedik évtől megmutatkozó Na^+ -terhelés a talajvízen keresztül a környező területek altalajára is hatással lehet.

A talaj Na^+ -ra vonatkozó pufferképessége mindkét modellezett szelvényben csökken az idő előrehaladtával. Ugyanazon beérkező Na^+ -koncentrációból ugyanis a talaj egyre kisebb hányadot képes visszatartani, emiatt az évenként azonos Na^+ -input ellenére a szivárgó víz Na^+ -koncentrációjának növekedése következik be. Tíz éven keresztül történő Na^+ -input oly mértékben telítheti a szelvény adszorpciós felületét, hogy a beérkező szivárgó víz már – hozzá képest híg oldatként - deszorpciót idéz elő, s a mobilizált Na^+ -t a talajvízbe szállíthatja.

Az, hogy bizonyos mobilis szennyező hígító vagy terhelő hatással van a talajvízre, nagyban függ a beszivárgó használt termálvízben és a talajvízben mérhető koncentrációjának arányától. Emellett a csatornamederrel érintkező talajszelvény adszorpciós kapacitásától és telítettségi állapotától, ami a szennyező talajvízbe érkező koncentrációjának csökkentésében vehet részt.

A Na^+ -terjedésben a szelvény szöveti és szerkezeti viszonyai is jelentős hangsúlyt kapnak, melyek egyrészt a pórusviszonyokat és a szivárgási tényezőt befolyásolják (gravitációs víz és kapilláris víz aránya), másrészt megadják a Na^+ -adszorpcióban kiemelt jelentőségű agyagtartalom %-os arányának alakulását a szelvényen belül.

Vertikálisan a szelvények eredeti Na^+ -profiljai a talajvízszint felé növekvő Na^+ -tartalmat mutattak. A beszivárgó víz és a talaj között lejátszódó folyamatok a modell alapján a talajszelvény Na^+ -profiljának kiegyenlítődése felé hatnak. A tizedik évre a háromfázisú szelvényben szivárgó vízben a csatornavíz és a talajvíz Na^+ -koncentrációját áthidaló egyenletes Na^+ -gradiens jön létre.

A fentiek alapján kimutatható, hogy a mintázás időpontjában még nem jelentkezik a szolonyecesedés problémája, a hosszú távú, nagy Na %-kal rendelkező használt hévizek kihelyezése során viszont a talajba szivárgó, s az adszorpciós felületen felhalmozódó Na^+ nemcsak a mederközeli szelvények elszikesedésében, hanem a talajvíz Na^+ -terhelésében is szerepet játszhat.

6.8. A csatorna közelében lejátszódó talajmódosító folyamatok azonosítása geostatistikai analízissel

Az előző fejezetekben bemutatott, használt hévíz szikkadás hatására létrejövő módosulások a talajok vizsgálati paramétereiben igazolást nyertek a geostatistikai analízis során. *Főkomponens analízis* segítségével a 11 vizsgált diagnosztikai paraméter *négy független főkomponensbe* rendeződött, melyek a teljes variancia 93,03 %-át képviselték. Ezek egyenként *egy-egy talajtani háttér-folyamatnak* voltak megfeleltethetők. Az azonosított háttér-folyamatok a Mg^{2+} -mobilizáció és a *szikesedés* volt. Ezen kívül a fő talajjellemzők (Ca^{2+} , mésztartalom, szóda tartalom, $pH(H_2O)$, K^+ és humusztartalom) kumulatív indexében megmutatkozó változás volt megfigyelhető. A mésztartalom és a Ca^{2+} -tartalom csökkenése kapcsán *ionmobilizáció* és *kilúgzás* mutatható ki a csatorna környékén; a szóda növekedése a *lúgosító hatás*hoz köthető; a humusz és K^+ -tartalom együttes növekedése pedig a csatorna környéki burjánzó növényzet bomlástermékeiként kerülnek nagyobb mennyiségben a talajba a meder mentén. A textúra önálló csoportként különíthető el. A főkomponensek többváltozós terében *diszkriminancia analízist* hajtottam végre. A kiszámolt *diszkriminancia függvény* pozitív és negatív tagjait elkülönítve létrehoztam a *diszkriminancia diagram* tengelyeit. Végül a diszkriminancia analízis eredményeként 85,7 %-os helyességgel sikerült besorolni a csatornától való távolság szerint a talajmintákat az a priori ismereteink alapján létrehozott „hévíz szikkadás által érintett” és nem érintett „kontroll” csoportokba. Megállapítottam, hogy a kiszámolt diszkriminancia függvény a továbbiakban alkalmas lesz a vizsgált mintaterületről származó bármely újabb talajminta csoportokhoz való tartozásának előrejelzésére. A későbbiekben a csatorna hatásterületének kiterjedése így követhető lesz.

A talajminták szétválogatását segítő diszkriminancia függvény jelzi, hogy az elkülönített háttér-folyamatok milyen mértékben játszanak szerepet a mintacsoportok elkülönítésében. A legnagyobb szerep a Mg^{2+} -mobilizációnak jutott, a legkisebb pedig a szikesedésnek. Ez azt mutatja, hogy a *szikesedési folyamatok* (a kontroll mintákhoz viszonyítva) jelenleg *kezdetlegesek* a csatorna mentén. Megállapítható továbbá, hogy a csatornamedertől távolodva a szelvények szöveti felépítése nem különbözik oly mértékben, hogy ez jelentősen befolyásolni tudja a minták elkülönítését.

Összefoglalva a geostatistikai analízis eredményeit:

- a szikkadó termálvízben dominánsan jelenlevő Na^+ *ioncsere és adszorpció*s folyamatai zajlanak a talajban (Na^+ felhalmozódás);
- a szivárgásból származó *víztöbblet ionmobilizáló és kilúgzó hatása* mutatható ki a meder közelében (Mg^{2+} -mobilizáció, Ca^{2+} mobilizáció, karbonát kimosódás);
- a csatorna környékén a hőmérséklet emelkedése, megfelelő vízellátás és a megnövekedett növénytermelés és mikrobiális aktivitás a *humusztartalom*, valamint a növények bomlásából származó K^+ -tartalom egyidejű növekedéséhez vezet;
- a csatornamenti talajokban a szikesedési folyamatok *kismértékű* megjelenése detektálható, ami főként a *sófelhalmozódáshoz* és a *szóda tartalom növekedéséhez* köthető.

6.9. A hatások térbeli lehatárolása

A talajok — tompítókéességüktől függően — mérséklék a termálvíz szikkadás által talajvízre kifejtett negatív hatást, azonban bizonyos mobilis, talajvizet is elérő szennyezők esetén (pl. Na^+) nem zárható ki a talajvíztestben való tovaterjedés, mely által a szikkasztó csatornák hatásterülete hosszútávon kiterjedhet.

A hatások kiterjedését nagyban meghatározzák az adott talajok fizikai paraméterei (szivárgási tényező, mechanikai összetétel, vízkapacitás, stb.) valamint a talajvíz áramlási iránya (a bele kerülő sók és Na^+ szállítása miatt). Mivel a talajvíz egyenletes áramlását a kiépített meder megváltoztatja, a meder tájolásának közvetve szerepe van a szennyezésterjedésben is. Ha a talajvízáramlás a csatornamederrel párhuzamos, a talajvizet és talajt érintő hatások lokálisak a csatorna környékén, mert a talajvízbe érkező szennyezők a csatornával párhuzamosan elszállítódnak. Ha a csatornameder a talajvízáramlás irányával valamilyen szöget zár be, akkor attól függően terjed ki a hatás, hogy a csatornából kiáramlás, vagy a talajvízre gyakorolt visszaduzzasztó hatás érvényesül.

Megállapítottam, hogy a cserkeszőlői mintaterületen a csatorna közelében a talajra és talajvízre gyakorolt hatások lokálisnak ($< 30\text{--}35\text{ m}$) tekinthetők. A cserkeszőlői mintaterületen a csatorna közeli szelvényekben tapasztalható sófelhalmozódás és a lúgosodás egyre növekvő mértékű a csatorna folyásirányának mentén.

A tiszakécske-kerekdombi mintaterületen a talajlúgosodás már a kontroll pontokban is kimutatható, de a medertől távolodva a hatás egyre gyengébb. Az összes sótartalom növekedése a felső csatornaszakaszon csupán a mederközeli szelvényben figyelhető meg. A homok textúrájú, alacsony talajvízszinttel rendelkező szelvényekben a csatornából való beszivárgás során a gravitációs vízáramlás dominál, ezért a sók inkább lefelé, nem pedig oldal irányban terjednek, ennek köszönhető a lokális hatás. Az a homok textúrájú szelvény, amelyben vályog rétegződés található, nagyobb mértékben képes megkötni a Na^+ -t, ennek ellenére a szivárgó hévíz Na-hatása még a talajvízben is érezhető, ám lokális marad. A csatorna folyásirányában a hatások mértékének csökkenése és egyre mélyebb talajhorizontok felé tolódása tapasztalható.

A használt termálvíz talajvízre kifejtett hőhatása detektálható a csatornák környékén. A meder mellett a kontrollhoz képest több $^{\circ}\text{C}$ -kal megemelkedik a hőmérséklet minden egyes talajtípus esetén. Ha az átlagos talajhőmérséklet $14\text{ }^{\circ}\text{C}$ -ához viszonyítunk, akkor a hatás még a kontroll pontokban is érzékelhető. A hatás a csatornák folyásirányának mentén egyre csökkenő, hiszen a csatornában szállított használt hévíz hőmérséklete a környezetének történő hőleadással folyamatosan csökken. A talajvízben megmutatkozó hőhatást a csatornába kihelyezett csurgalék hévíz hőmérsékletén és mennyiségén kívül meghatározza a csatornakörnyéki talajtípus jellemző hővezető/hőszigetelő sajátossága, valamint a talajvíztükör csatornameder alatti szintje is.

Számos tanulmány foglalkozik a hévizek minőségi, mennyiségi jellemzőinek, hasznosíthatóságának majd elhelyezésének ismertetésével, azonban kevés munka mutatja be a természetbe kihelyezett csurgalék hévizek tényleges, több szempontból vizsgált hatását környezetünkre. Dolgozatomban ezt a hiányt szeretném pótolni. A témaválasztás időszerűségét igazolja, hogy a nagy mennyiségű használt termálvíz elhelyezése máig sem megoldott probléma és a talaj-talajvíz rendszerben tényleges változásokat idéz elő. Ezek felderítésére egyre több termálvíz felhasználó létesítmény esetén lenne szükség hasonló átfogó munka keretében, hogy teljes képet kapjunk a fennálló probléma súlyáról és jövőbeni alakulásáról. A témával kapcsolatban jelenleg is folynak szerteágazó kutatások a talajra és talajvízre gyakorolt termálvízhatás kapcsán (pl. a zalakarosi hévíz hatásairól a Kis-Balaton kiemelt természetvédelmi jelentőségű területére vonatkozólag (Harmat, Baa és Makó, 2008)), melyet remélhetőleg további, az ország egyre több területére kiterjedő tanulmány fog követni a jövőben.

Eredményeim és megfigyeléseim számos új kutatási irányt is körvonalaznak, főleg a talajfizikai és talajbiológiai vizsgálatok, valamint a szennyezésterjedés-modellezés területén. A további-

akban érdemes és szükséges lenne a kutatást kiegészíteni a termálvízben jellemző szennyezőként jelentkező mikroelemek (Pb, Hg, As, Cd, Ni) talaj-talajvíz rendszerben megvalósuló migrációjával, s a csatorna mentén a puffertávok lehatárolásával. Átfogóbb talajfizikai vizsgálat lenne célszerű a beszivárgási és pórusviszonyok tisztázására és ponthálószerű talajvízszint felvételezés a talajvízáramlás pontos modellezése céljából. A környezetbe kihelyezett magas hőmérsékletű használt hévizek hőhatásának a talaj élővilágára (mikro-, mezo- és makrofauna szinten) tett befolyása szintén érdekes problémát jelent.

VII. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetemet fejezem ki témavezetőmnek, Dr. Farsang Andreának, aki az elmúlt években folyamatosan figyelemmel kísérte és újító ötleteivel segítette disszertációm formálódását. Köszönettel tartozom az Ásványtani és Geokémiai Tanszék egyetemi docensének, Dr. M. Tóth Tivadarnak, aki a statisztikai elemzés elkészítésében volt segítségemre. Köszönöm a Szmechtit Bt-nek, hogy a dolgozathoz adatokat szolgáltató felülvizsgálati és talajtani szakvéleményeket a rendelkezésemre bocsátotta. A tanulmányaim és kutatásom során nyújtott segítségért hálás vagyok a Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék minden munkatársának. Kiemelném közülük Fábián Tamást, aki a terepi mintázási munkában, és Dr. Barta Károlyt, aki a terepi munkán kívül a modellezés kapcsán is segítő kezet nyújtott. Köszönet illeti Tápai Ibolyát és Fekete Istvánt, akik laboratóriumi méréseim során láttak el hasznos tanácsokkal és támogattak a gyakorlati munkában. A terepi szintezés elvégzésében nyújtott segítséget köszönöm Barna Gyöngyinek és Csendes Bálintnak. A képi megjelenítés kapcsán nyújtott segítségért hálás vagyok Ladányi Zsuzsannának. A Na^+ -adszorpciós izotermák szerkesztésében Dr. Czinkota Imre, a gödöllői Szent István Egyetem docense volt segítségemre. Fáradozásait ezúton is köszönöm. Végül, de nem utolsónak köszönöm családomnak, páromnak és barátaimnak a sok támogatást, amit munkám során tanúsítottak.

VIII. FORRÁSIRODALOM

- Al-Sahali, M., Ettouney, H. 2007. Developments in thermal desalination processes: Design, energy, and costing aspects, *Desalination* 214 (2007) 227-240.
- Ambrózy, P., Konkolyiné Bihari, Z. 2010. Éghajlat, In: Dövényi, Z. (szerk.) Magyarország kistájainak katasztere, második, átdolgozott és bővített kiadás, Budapest, MTA FKI, 62-63., 180.
- Arany, S. 1956. A szikes talaj és javítása, Budapest, Mezőgazdasági Kiadó
- Arany, S., Babarczy, J. 1937. Alföldi sókivirágzások és talajvizek, *Mezőgazdasági Kutatások*, X. k. 89-96.
- Ádám, L., Juhász, Á., Marosi, S., Mezősi, G., Somogyi, S., Szilárd, J. 2010. (a) Domborzat, In: Dövényi, Z. (szerk.) Magyarország kistájainak katasztere, második, átdolgozott és bővített kiadás, Budapest, MTA FKI, 62., 179.
- Ádám, L., Juhász, Á., Marosi, S., Mezősi, G., Somogyi, S., Szilárd, J. 2010. (b) Földtan, In: Dövényi, Z. (szerk.) Magyarország kistájainak katasztere, második, átdolgozott és bővített kiadás, Budapest, MTA FKI, 62., 179-180.
- Árpási, M. 2002. A termálvíz többcélú hasznosításának helyzete és lehetőségei Magyarországon, *Kőolaj és földgáz* 35. (135.) évfolyam 9-10. szám, 2002 szeptember-október
- Balog, K., Farsang, A. 2009. Használt termálvíz szikkasztás hatásainak vizsgálata különböző talajtípusokon (Esettanulmány cserkeszőlői mintaterületen) In: Galbács, Z. (szerk.) The XVI. Symposium on Analytical and Environmental Problems kiadványa, 300-304.
- Balog, K., Farsang, A., Puskás, I. 2011. (a) Characterization of the soil degradation impact of waste thermal waters on the Southern Great Hungarian Plain (Case study about the risk of sewage thermal water seepage on soil medium), *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, Vol. 6., No. 1., 229 – 240.
- Balog, K., Farsang, A., Czinkota, I. 2011. (b) A használt hévíz szikkadás talaj degradációban betöltött szerepe, *Hidrológiai Közöny*, 91/2, 55-60.
- Baranyai, F., Fehér, F., Hegedűs, L., Horváth, J., Járányi, Gy., Karakas, L., Kocsondi, Cs., Kovács, I., Krisztián, J., S. Leölkes, L., Marjai, Gy., Marnitzné Gyulyás, J., Márta, K., Soltész, J., Szabó, Z., Thyll, Sz., Varga, J., Vértes, I., 1989. Melioráció-öntözés és talajvédelem, Útmutató a nagyméretarányú országos talajtérképezés végrehajtásához, *Agroinform*, Budapest
- Barcsi, A., M. Tóth, T., Sümegi, P., Czinkota, I. 2006. Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csípő-halom kurgan, Hungary, *Quaternary International*, 156-157., 49-59.
- Bayuelo-Jiménez, J. S., Debouck, D. G., Lynch, J. P. 2003. Growth, gas exchange, water relations, and ion composition of *Phaseolus* species grown under saline conditions, *Field Crops Research*, 80. (2003), 207-222.
- Becse, A., Mezősi, G. 2010. Területhasználat, In: Dövényi, Z. (szerk.) Magyarország kistájainak katasztere, második, átdolgozott és bővített kiadás, Budapest, MTA FKI, 62., 179.
- Beltrán, J. M. 1999. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact, *Agricultural Water Management*, 40. (1999), 183-194.
- Bodrogekőzy, Gy. 1965. Ecology of the halophilic vegetation of the Pannonicum. II. Correlation between alkali ("szik") plant communities and genetic soil classification in the Northern Hortobágy, *Acta Botanica Hungarica* 11., 1-51.
- Buday, T., Kozák, M. 2008. A hőbányászat alternatívái és perspektívái, *Bányászati, Kohászati és Földtani Konferencia Kiadványa, Földtan-Tudománytörténet, INCITATO, Kolozsvár* 122-125.
- Chermak, V., Rybach, L. 1979. *Terrestrial Heat Flow in Europe*, Springer-Verlag, Berlin
- Czinkota, I., Földényi, R., N. Konda, L., Tolner, L., Kovács, A. 2010. Critical key buffer capacity points in the soil pesticide tolerance, IX. Alps-Adria Scientific Workshop, Spicák, Czech Republic
- Darab, K., Ferencz, K. 1969. Öntözött területek talajtérképezése és kontrollja, Budapest, OMMI
- de Clercq, W.P., Van Meirvenne, M., Fey, M.V. 2008. Prediction of the soil-depth salinity-trend in a vineyard after sustained irrigation with saline water, *Agricultural Water Management* 96. (2009), 395 – 404.
- di Gléria, J. 1959. *Mezőgazdasági kémia*, Akadémiai Kiadó, Budapest
- Dövényi, P., Horváth, F., Liebe, P., Gálfi, J., Erki, I. 1983. Magyarország geotermikus viszonyai, *Geofizikai Közlemények*, Budapest Vol. 29., No. 1.
- Dövényi, Z. 2010. Magyarország kistájainak katasztere, második, átdolgozott és bővített kiadás Budapest, MTA FKI
- Erdélyi, M. 1979. Hydrodynamics of the Hungarian Basin, *VITUKI Proceedings*, 18. Research Centre for Water Resources Development, *Progress in Physical Geography* 5., 299-303.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2006. *Guidelines for soil description*, Roma
- Farsang, A. 1997. A talaj filter-, puffer- és transzformátor funkciója, In: Mezősi, G., Rakonczai, J. (szerk.) *A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata*, 43-52.

- Filep, Gy. 1988. Talajkémia, Akadémia Kiadó, Budapest 239-243.
- Filep, Gy. 1999. Az öntözés talajtani vonatkozásai, In: Stefanovits, P. (szerk.) Talajtan, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 363-396.
- Filep, Gy., Fülek, Gy. 1999. A talaj puffertoló hatása, In: Stefanovits, P. (szerk.) Talajtan, Mezőgazda Kiadó, Budapest 125-129.
- Fisher, R. A. 1938. The statistical utilization of multiple measurements, *Annals of Eugenics* 8., 376-386.
- Gawad, G. A., Arslan, A., Gaihbe, A., Kadouri, F., 2005. The effects of saline irrigation water management and salt tolerant tomato varieties on sustainable production of tomato in Syria (1999–2002), *Agricultural Water Management* 78. (2005), 39–53.
- Gedroitz, K. K. 1928. Szolonyecsek és szoloncsákok. Novinszk pp.
- Geiger, J. 2007. Geomatematika, Jatepress, Szeged
- Gergely, P., Erdődi, F., Vereb, Gy. 2005. Általános és bioszervetlen kémia, Semmelweis Kiadó, Budapest
- Ghassemi, F., Jakeman, A. J., Nix, H. A. 1995. Salinisation of Land and Water Resources: Human Causes, Extent, Management and Case Studies, University of New South Wales Press, Sydney
- Gráczol, G. Cs. 1997. TALAJTAN 8 Talajtani szakértői program
- Greenlee, L. F., Lawler, D. F., Freeman, B. D., Marrot, B., Moulin, P. 2009. Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges, *Water Research* 43. (2009), 2317–2348.
- Gupta, A. P., Narwal, R. P., Antil, R. S. 1998. Sewer water composition and its effect on soil properties, *Short communication, Bioresource Ethnology* 65. (1998), 171-173.
- Harmat, A., Baa, K., Makó, A. 2008. A termálvizek környezeti hatásainak vizsgálata a Kis-Balaton térségében, Talajtani Vándorgyűlés (Magyar Talajtani Társaság, MTA TAB és Nyíregyházi Főiskola szervezésében) Nyíregyháza, 28-29., 11.
- Herke, S. 1959. Gazdálkodás szikeseken, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Herke, S. 1962. Hidrológiai viszonyok szerepe a Duna–Tisza közötti szikesek keletkezésében, *MTA Agrártudományok Osztályának Közleményei*, 21.
- Herke, S. 1983. Szikes talajok javítása és hasznosítása a Duna-völgyben, Akadémiai Kiadó, Budapest
- Hilgard, E. W. 1906. Soils, Their Formation, Properties, Composition, and Relations to Climate and Plant Growth in the Humid and Arid Regions, London, Macmillan & Co. Ltd., 1906.
- Huang, P., Zhang, J., Zhu, A., Zhang, C., 2009. Acid and Alkali Buffer Capacity of Typical Fluvo-Aquic Soil in Huang-Huai-Hai Plain, *Agricultural Sciences in China*, 8 (11), 1378-1383.
- Kahlow, M. A., Kemper, W.D. 2004. Reducing water losses from channels using linings: Costs and benefits in Pakistan, *Agricultural Water Management* 74. (2005), 57–76.
- Karuczka, A. 2004. Öntözővíz hatása a sómérlegre és a talajtulajdonságokra, *Talajvédelem (Különszám)*, Talajtani Vándorgyűlés, Kecskemét, 2004.
- Kádár, I. 1991. A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata, Környezet- és természetvédelmi kutatások, Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest
- Ketskémty, L., Izsó, L. 2005. Bevezetés az SPSS programrendszerbe, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 197-207.
- Király, G., Molnár, Zs., Bölöni, J., Csiky, J., Vojtkó, A. 2010. Növényzet, In: Dövényi, Z. (szerk.) Magyarország kistájainak katasztere, második, átdolgozott és bővített kiadás, Budapest, MTA FKI, 63-64., 180-181.
- Kontra, J. 1995. A geotermikus hőellátás jövője, *Környezetvédelmi Füzetek* 22. (1995)
- Kovács, Gy. 1960. A szikesedés és a talajvízháztartás kapcsolata, *Hidrológiai Közöny* 2., 131-139.
- Kovda, V. A., van den Berg, C., Hagan, R. M. (szerk.) 1973. Irrigation, drainage and salinity. In international source book. Hutchinson/FAO/UNESCO
- Krawczyk, W. E. 1997. Manual for karst water analysis, *International Journal of Speleology, Handbook 1, Physical Speleology*, 26-27.
- Kreybig, L., Endrédy, A. 1935. Über die Abhängigkeit des Vorkommens von Alkaliböden im Oberen Tisza-Gebiete Ungarns von der absoluten Höhenlage. *Transactions III. International Congress of Soil Science, Oxford*, I. 357-360.
- Kuti, L. 1989. Young unconsolidated sediments and their chemical interaction with the groundwater stored in them, *Annual report of the Hungarian Geological Institute*, 441-454.
- Kuti, L., Tóth, T., Kalmár, J., Kovács-Pálffy, P. 2003. Szikes talajok ásványi összetétele és recens ásványképződés Apajpusztán és Zabszék térségében, *Agrokémia és Talajtan* 52., 275-285.
- László, Zs., Hodúr, C. 2007. Purification of thermal wastewater by membrane separation and ozonation, *Desalination* 206. (2007), 333-340.
- Mados, L. 1943. A szikesedés és a víz, *Hidrológiai Közöny*, 23. 1-6.
- Maggio, A., Raimondi, G., Martino, A., De Pascale, S. 2007. Salt stress response in tomato beyond the salinity tolerance threshold, *Environmental and Experimental Botany* 59. (2007), 276-282.

- Mandal, U. K., Warrington, D. N., Bhardwaj, A. K., Bar-Tal, A., Kautsky, L., Minz, D., Levy, G. J. 2008. Evaluating impact of irrigation water quality on a calcareous clay soil using principal component analysis, *Geoderma* 144. (2008), 189–197.
- Marcum, K. B., 2006. Use of saline and non-potable water in the turfgrass industry: Constraints and developments, *Agricultural Water Management* 80. (2006), 132–146.
- Marosi, S., Somogyi, S. 1990. Magyarország kistájainak katasztere I. 69-74., 200-203.
- Mádlné Szőnyi, J. 2008. A geotermikus energiahasznosítás nemzetközi és hazai helyzete, jövőbeni lehetőségei Magyarországon (Ajánlások a hasznosítást előmozdító kormányzati lépésekre és háttér tanulmány), Magyar Tudományos Akadémia, Elnöki Titkárság, Budapest
- Májér, J. 2004. Magnéziumhiány mérséklésének lehetőségei a Badacsonyi borvidék szőlőültetvényeiben, Ph. D. dolgozat, Veszprémi egyetem, Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar
- Máté, F. 1955. Adatok tiszántúli réti talajaink genetikájához, *Agrokémia és Talajtan*, 4., 100-110.
- Michéli, E. 2005. A talajosztályozás fejlődése és helyzete a 21. században. In: Stefanovits, P., Michéli, E. (szerk.) *A talajok jelentősége a 21. században*, MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, 309-327.
- Minhas, P. S. 1996. Saline water management for irrigation in India, *Agricultural Water Management* 30. (1996), 1-24.
- Molnár, Zs., Borhidi, A. 2003. Continental alkali vegetation in Hungary: syntaxonomy, landscape history, vegetation dynamics, and conservation, *Phytocoenologia* 21. 235-245.
- Muraközy, K. 1902. A talajról, *Természet Tudományi Közlemények XXXIV.* 593-668
- Oldeman, L. R., Hakkeling, R. T. A., Sombroek, W. G. 1991. World Map of the Status of Human-Induced Soil Degradation: An Explanatory Note. International Soil Reference and Information Centre and United Nations Environment Programme. Wageningen, The Netherlands, Nairobi
- Pálfai, I., Török, J. 1990. Használt hévizek környezetkímélő elhelyezése az Alsó-Tisza vidéken In: Rakonczai, J. (szerk.) *Környezetgazdálkodási évkönyv, Békéscsaba*
- Péczely, Gy. 1967 Duna-Tisza közti Hátság, Éghajlat, In: Pécsi, M. (szerk.) *Magyarország Tájföldrajza, A Dunai Alföld*, Akadémiai Kiadó, Budapest, 222-225.
- Pécsi, M. 1967. Duna-Tisza közti Hátság, A felszín kialakulása és mai képe, In: Pécsi, M. (szerk.) *Magyarország Tájföldrajza, A Dunai Alföld*, Akadémiai Kiadó, Budapest, 214-221.
- Pohl, P. 2006. Application of ion-exchange resins to the fractionation of metals in water, *Trends in Analytical Chemistry* 25/1
- Rajkai, K., Tóth, G. 2010. Talajok, In: Dövényi, Z. (szerk.) *Magyarország kistájainak katasztere, második, átdolgozott és bővített kiadás*, Budapest, MTA FKI, 64., 181.
- Rossiter, D.G. 2007. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources, *Journal of Soil and Sediments* 7., 96-100.
- Rónai, A. 1961. Az Alföld talajvíztérképe, MÁFI alkalmi kiadványa, Budapest, 47-55.
- Rónai, A. 1965. A felszín alatti vizek minőségének változása a mélységgel az Alföldön, *Hidrológiai Közöny* 9., 419-425.
- Sajó, E., Trummer, Á. (szerk.) 1934. *A magyar szikesek*, Budapest, Pátria Nyomda
- Sajtos, L., Mitev, A. 2007. SPSS Kutatási és adatelemzési kézikönyv, Alinea Kiadó, Budapest
- Scherf, E. 1935. Alföldünk pleisztocén és holocén rétegeinek geológiai és morfológiai viszonyai és ezeknek összefüggése a talajalakulással, különösen a sziktalajképződéssel, *A Magyar Királyi Földtani Intézet Évi Jelentése*, 1925-28., 265-301.
- Sharma, B. R., Minhas, P. S. 2005. Strategies for managing saline/alkali waters for sustainable agricultural production in South Asia, *Agricultural Water Management* 78. (2005), 136–151.
- Shaw, P. J. A. 2003. *Multivariate statistics for the Environmental Sciences*, Hodder-Arnold
- 'Sigmond, E. 1906. Alföldünk szikeseinek válfajairól, *Földtani Közöny* XXXVI., 389-403.
- 'Sigmond, E. 1910. A mezőgazdasági növények legfontosabb tápláló anyagai, Budapest
- 'Sigmond, E. 1923. A hazai szikesek és megjavítási módjaik, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest
- 'Sigmond, E. 1927. Hungarian alkali soils and methods of their reclamation, University of California Printing Office, Berkeley
- Simon, L. 2006. Toxikus elemek akkumulációja, fitoindikációja és fitoremediációja a talaj-növény rendszerben, Ph. D. dolgozat, Nyíregyházi Főiskola
- Simon, T. 1967. Duna-Tisza közti Hátság, Természetes növénytakaró, In: Pécsi, M. (szerk.) *Magyarország tájfeldrajza, A Dunai Alföld*, Akadémiai Kiadó, Budapest, 233-237.
- Simonic, M., Ozim, V. 1998. Thermal water treatment with granular activated carbon, *Journal of Hazardous Materials* 60. (1998), 205–210.
- Slezák, K. A. 2001. Fehér termésű paprika sőtűrése, Ph. D. dolgozat, Szent István Egyetem

- Somogyi, S. 1967. Duna-Tisza közí Hátság, Vízrajz, In: Pécsi, M. (szerk.) Magyarország tájféldrajza, A Dunai Alföld, Akadémiai Kiadó, Budapest, 225-233.
- Somogyi, S. 2010. Vizek, In: Dövényi, Z. (szerk.) Magyarország kistájainak katasztere, második, átdolgozott és bővített kiadás, Budapest, MTA FKI, 63., 180.
- Soó, R. 1964-1973. A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényféldrajzi kézikönyve I-VI. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Stefanovits, P. 1963. Magyarország talajai, Akadémiai Kiadó, Budapest
- Stefanovits, P. 1999. (a) A talajok osztályozása, In: Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleki, Gy. (szerk.) Talajtan, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 239-240.
- Stefanovits, P. 1999. (b) Főtipusok, típusok és altípusok In: Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleki, Gy. (szerk.) Talajtan, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 301.
- Stefanovits, P. 2005. A talajok környezeti tompítóképesége, terhelhetősége, In: Stefanovits, P., Michéli, E. (szerk.) A talajok jelentősége a 21. században, MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, 373-400.
- Szabolcs, I. 1961. A vízrendezések és öntözések hatása a tiszántúli talajképződési folyamatokra, Budapest, Akadémia Kiadó
- Szabolcs, I. 1974. Salt-affected soils in Europe, Martinus Nijhoff, The Hague, The Netherlands
- Szabolcs, I., Darab, K., Várallyay, Gy. 1969. A tiszai öntözőrendszerek és a Magyar Alföld talajainak termékenysége a Kiskörei Öntözőrendszer által érintett területen II., A talajvíz „kritikus” mélysége a kiskörei öntözőrendszer által érintett területen, Agro-kémia és Talajtan 18., 211-220.
- Szabolcs, I., Jassó, F. 1961. A szikes talajok típusai és elterjedésének törvényszerűségei a Duna-Tisza közén, Agro-kémia és Talajtan, 10., 173-195.
- Szabó, Sz., Szabó, Gy. 2001. A talajok pufferkapacitásának és nehézfém-tartalmának vizsgálata, A Magyar Féldrajzi Konferencia tudományos közleményei, Szeged, 9.
- Szanyi, J. 2004. Magyarország geotermikus adottságai, Magyar Geológiai Szolgálat Délalföldi Területi Hivatal számára készült tanulmány
- Szegvári, I., Prokisch, J., Simon, L., Várallyai, L. 2003. Króm(III)-pikolinát adszorpciójának vizsgálata néhány talajtípuson, Debreceni Egyetem Agrártudományi Közlemények 10., Acta Agraria Debreciensis (Külön-szám), 190-193.
- Székyné Fux, V., Szepesi, K. 1959. Az „Alföldi” lösz szerepe a szikes talajképződésben, Féldtani Közlöny 89., 54-64.
- Szmektit Bt, Környezeti hatástanulmányok, 2003-2008.
- Takács, J., Nagy, S. 2009. A termálvíz-hasznosítás környezetvédelmi igénye, A Miskolci Egyetem Közleménye, A sorozat, Bányászat, 77., 169-180.
- Tanji, K. K. 1990. Nature and extent of agricultural salinity, In: Tanji, K. K. (szerk.) Agricultural Salinity Assessment and Management, American Society of Civil Engineers, New York, 1-17.
- Tedeschi, A., Dell'Aquila, R. 2005. Effects of irrigation with saline waters, at different concentrations, on soil physical and chemical characteristics, Agricultural Water Management 77. (2005), 308-322.
- Tokmachev, M. G., Tikhonov, N. A., Khamizov, R. K. 2008. Investigation of cyclic self-sustaining ion exchange process for softening water solutions on the basis of mathematical modeling, Reactive & Functional Polymers 68. (2008), 1245-1252.
- Tóth, T., Kuti, L. 1999. Összefüggés a talaj sótartalma és egyes féldtani tényezők között a hortobágyi „Nyírólapos” mintaterületen II., Többszörös összefüggések és a felszíni sótartalom becslése, Agro-kémia és Talajtan 48. (1999), 3-4.
- Tóth, T., Várallyay, Gy. 2001. Egy mintaterület talajának variabilitása a sófelhalmozódás tényezői szerint, Agro-kémia és Talajtan 50. (2001), 1-2.
- Török, J. 2000. Hévízgazdálkodás az Alföldön, In: Pálfi, I. (szerk.) A víz szerepe és jelentősége az Alföldön, Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba, 180-188.
- Treitz, P. 1903. A Duna-Tisza közének agrogeológiai leírása, Féldtani Közlöny XXXIII. 7-9., 297-321.
- Treitz, P. 1924. A sós és szikes talajok természetrajza, Budapest, Stádium Kiadó
- Varsányi, I. 1989. Felszín alatti vízmozgás követése vízkémiával a dél-alföldi rétegvizekben, Hidrológiai Közlöny 1., 257-263.
- Varsányi, I. 1991. A rétegvíz mozgása során bekövetkező kémiai változások geokémiai modellezése, Hidrológiai Közlöny 71/5, 300-304.
- Varsányi, I. 1994. A Dél-Alföld felszín alatti vizei. Eredet, kémiai evolúció és vízmozgás a jelenlegi kémiai összetétel tükrében, Hidrológiai Közlöny, 74/4, 193-201.
- Várallyay, Gy. 1967. A dunavölgyi talajok sófelhalmozódási folyamatai, Agro-kémia és Talajtan 16., 327-356.
- Várallyay, Gy. 1968. Salt accumulation processes in the Hungarian Danube Valley. 9th International Congress of Soil Science, Transactions, 371-380.

- Várallyay, Gy. 1974. Hydrophysical aspects of salinization from the groundwater, *Agrokémia és Talajtan* 23., 29–44.
- Várallyay, Gy. 1989. Soil degradation processes and their control in Hungary, *Land Degradation and Rehabilitation* 1., 171-188.
- Várallyay, Gy. 1993. Soil data-bases for sustainable land use: Hungarian case study, In: Greenland, D. J., Szabolcs I. (szerk.) *Soil Resilience and Sustainable Land Use*, 469-495.
- Várallyay, Gy. 1999. Szikesedési folyamatok a Kárpát-medencében, *Agrokémia és Talajtan* 48. (1999), 3-4., 399-415.
- Várallyay, Gy., Szabolcs, I. 1966. A dunántúli szikesek III., *A Mezőföld talajai*. 15/1., 1-42.
- Vető, I., Horváth, I., Tóth, Gy. 2004. A magyarországi termálvizek geokémiájának vázlata, *Magyar Kémiai Folyóirat, Összefoglaló Közlemények*, 109-110/4., 119-203.
- Xu, T. 2005. Ion exchange membranes: State of their development and perspective, *Journal of Membrane Science* 263. (2005), 1–29.

Webes hivatkozások

- Arany, S. 1958. A magyar szikes talajok genetikai és gyakorlati osztályozása, www.date.hu/acta-agria/2002-09/arany.pdf, megtekintve: 2010. 07. 02.
- Blaskó, L. 2005. Talajromlási folyamatok és mérséklési lehetőségeik a Tiszántúl kötött talajain, www.avacongress.net/ava2005/presentations/plenary_III/6.pdf, megtekintve: 2010. 08. 25.
- Czinkota, I. 2009. Talajkémia, <http://w3.mkk.szie.hu/dep/talt/czi/soilchem/talkem.pdf>, megtekintve: 2011. 01. 04.
- Cserkeszőlő honlapja: http://www.cserkeszolo.hu/index_elemei/Page354.htm, megtekintve: 2008. 09. 27.
- Cserny, T. 2008., Víz- és környezetföldtan, Oktatási segédanyag, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Földtudományi Intézet, http://www.nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/emk/foldtud/vizeskornyezetfoldtan/jegyzet_CsT_2e8.doc, megtekintve: 2011. 01. 25.
- DATHERM, <http://datherm.geotermika.hu/?q=hu/node/6>, megtekintve: 2010. 09. 15.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), IUSS (International Union of Soil Sciences), ISRIC (International Soil Reference and Information Centre) 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication, Rome, Italy, <http://www.fao.org/ag/Agl/agll/wrb/doc/wrb2006final>, megtekintve: 2010. 09. 16.
- Földhivatal honlapja, <http://foldhivatalok.geod.hu/telepules.php?page=5795>, megtekintve: 2010. 08. 23.
- Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Lexer, W., Möller, A., Rickson, R. J., Shishkov, T., Stephens, M., Toth, G., Van den Akker, J. J. H., Várallyay, G., Verheijen, F.G. A., Jones, A.R. 2008. Environmental Assessment of Soil for Monitoring (ENVASSO) I., Indicators & Criteria, Soil Salinisation, 141-154., http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/envasso/documents/ENV_Vol-I_Final2_web.pdf, megtekintve: 2010. 09. 09.
- Lenkey, L., Mádlné Szőnyi, J. 2009. Az épületek felújításának hatása az energiafelhasználásra és a környezetre, A földhőhasználat adottságai és lehetőségei Magyarországon, http://www.reak.bme.hu/MTAEB/files/11_Lenkey2.pdf, megtekintve: 2011. 01.25.
- Lettnerné Berta, G. 1998. Felszín alatti vizek és területhasználatok 1., A vízkörforgalom, In: Németh, T. (szerk.), *Kármentesítési Füzetek* 5. <http://www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/kiadvanyok/karmfuzet5/karmfuz5-1.htm>, megtekintve: 2011. 01. 25.
- Liebe, P. 2003. Tájékoztató, Felszín alatti vizeink, Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium honlapja (http://www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/kiadvanyok/fav/favm/favm_index.htm), megtekintve: 2010. 12. 07.
- Liebe, P. 2001. Termálvíz készleteink, hasznosításuk és védelmük, Tájékoztató http://www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/kiadvanyok/fav/tvkm/tvkm_index.htm, megtekintve: 2011. 01. 25.
- MÁFI, Geokémiai Főosztály honlapja, <http://www.mafi.hu/microsites/geokem/As.htm>, megtekintve: 2011. 01. 04.
- Novák, T. 2005. Talajosztályozás: Nemzetközi és nemzeti talajosztályozási rendszerek, http://geo.science.unideb.hu/taj/dokument/talaj/talajok_rendszerezese.pdf, megtekintve: 2011. 01. 04.
- Tiszakécske honlapja, <http://www.tiszakecske.hu/index.php?adat=elhely&menu=menu2>, megtekintve: 2010. 08. 25.
- Trampus, P, Bodnár, I., Braun, M., Tóth, L., Varga, F., Horváth, R. 2009. Termálvizek és szerkezeti anyagok vizsgálata, Beszámoló „Geotermikus rendszerek fenntarthatóságának integrált modellezése” c. pályázathoz, Georen, Debreceni Egyetem, Műszaki Kar,

http://www.georen.unideb.hu/media/document/1_munkacsoport_feleves_beszamoloja.pdf, megtekintve:

2010. 12. 03.

Várallyay, Gy. 2001. A talaj vízgazdálkodása és a környezet, Magyar Tudomány, 2001/7 4 www.matud.iif.hu/01jul/varally.html, megtekintve: 2010. 08. 24.

Völgyesi, L. 2002. Magyarország hőáram térképe, http://www.agt.bme.hu/volgyesi/geofiz/4_1-5.pdf, megtekintve 2010. 08. 12.

Felhasznált jogszabályok:

2/1992. (I. 6.) Korm. rendelet a Vízügyi Alapról

1992. évi LXXXIII. törvény egyes elkülönített állami pénzalapokról (vízkészlet-használati járulék)

1993. évi XLVIII. Törvény a bányászatról, egységes szerkezetben a végrehajtásáról szóló 203/1998. (XII. 19.) Korm. Rendelettel

1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról

43/1999. (XII. 26.) KHVM rendelet a vízkészletjárulék kiszámításáról

9/2002. (III. 22.) KöM-KöViM együttes rendelet a használt és szennyvizek kibocsátási határértékeiről és alkalmazásuk szabályairól

132/2003. (XII.11.) OGY határozat. a 2003-2008. közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról.

2003. évi LXXXIX. törvény a környezetterhelési díjról

28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól

219/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet a felszín alatti vizek védelméről

220/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól.

33/2005. (XII. 27.) KvVM rendelet. a környezetvédelmi, természetvédelmi, valamint a vízügyi hatósági eljárások igazgatási szolgáltatási díjairól

101/2007. (XII. 23.) KvVM rendelet. a felszín alatti vízkészletekbe történő beavatkozás és a vízkútúrás szakmai követelményeiről

6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről

96/2009. (XII. 9.) OGY határozat a 2009-2014 közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról

147/2010. (IV. 29.) Korm. rendelet a vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó általános szabályokról

4/2010. (II. 25.) KvVM rendelet a környezetvédelmi, természetvédelmi, valamint a vízügyi hatósági eljárások igazgatási szolgáltatási díjairól szóló 33/2005. (XII. 27.) KvVM rendelet módosításáról

80/68/EGK irányelv a felszín alatti vizek egyes veszélyes anyagokkal szembeni védelméről

2000/60/EK irányelve a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról

Felhasznált Magyar Szabványok:

MSZ-08-0205:1978: A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.

MSZ-08-0206-2:1978: A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok.

MSZ-08-0213-1:1978: A talaj vízben oldható sóinak minőségi és mennyiségi meghatározása. Általános előírások. Kivonatok készítése.

MSZ-08-0213-2:1978: A talaj vízben oldható sóinak minőségi és mennyiségi meghatározása. Laboratóriumi vizsgálatok.

MSZ 21470-2:1981: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajminta előkészítése, nedvességtartalom, elektromos vezetés és pH meghatározás.

MSZ 448-15:1982: Ivóvízvizsgálat. Kloridion meghatározása

MSZ 21470-52:1983: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok szervesanyag-tartalmának meghatározása

MSZ 448-11:1986: Ivóvízvizsgálat. Lúgosság meghatározása titrálással, a hidrogén- karbonátion-, a karbonátion- és a hidroxilion-tartalom kiszámítása.

MSZ 20135:1999: Bővített talaj tápanyag vizsgálat.

IX. SUMMARY

On more than two third of the area in Hungary, thermal water exploitation is intensified due to the advantageous geothermal facilities. Major part of the exploited thermal water is not allowed to reinject into subsurface reservoirs due to contaminations caused balneological utilization. Reinjection has not attained 100 % after energetic utilization either. Consequently, significant volume of sewage thermal water is disposed to surface freshwaters through uninsulated ground channels, altering its physical-chemical-biological parameters. Sewage thermal water with a high concentration of salts, organic and inorganic contaminants infiltrates into the soil medium, affecting on soil and groundwater, as well as plants grown nearby. Hence, it is very important to identify alterations caused by waste thermal water seepage and its impact area. Comparative evaluation was realised to reflect thermal water effects on different types of soils.

To determine the characteristic contaminants of thermal waters utilized on the Great Hungarian Plain, a synthetic study has been presented based on environmental reports (Szmektit Bt., 2003-2008) on soils, groundwater and thermal water of 25 establishments utilizing thermal water. The thermal water seepage effect on soil-groundwater system was characterized with comprehensive evaluation of these reports. Two of these establishments (Cserkeszölő-Spa/balneotherapy, Tizsakécske-Kerekdomb-horticultural estate/energetic purpose) were selected for detailed dissection. Three different soil types were identified on the sample sites (Chernozem, Phaeozem and Arenosol) according to the international, diagnostic soil classification system: WRB, 2006. Therefore, the pedology effects of thermal water seepage could be investigated on diverse soil types. The goal was to evaluate waste thermal water seeping in ground channel, from the viewpoint of soil sodification/salinization/alkalinization using different indices (pH, total salt content, composition of ions, Mg %, Na %, SAR, soda content). The alterations in the physical-chemical parameters of groundwater and the modifications of the groundwater level and flow due to seepage were also researched. Adsorption of Na⁺ (inducing sodification) in different soil types along the channel was followed by laboratory model experiments. Used thermal water infiltrating into the soil from the channel transports Na⁺ vertically through unsaturated zone between the groundwater and the bottom of the channel. A predictive Na⁺-transport model for 10-year period was created to assess Na⁺-load contributing to Na⁺-concentration of groundwater. Furthermore, the revealed alterations were confirmed by geostatistical analysis and the spatial delineation of the affecting processes was determined.

Results of my research can be summarized as follows:

1. Characteristic contaminants in used thermal water of the Great Hungarian Plain and their effects on the soil-groundwater system

In the waste thermal water from the studied region of the Great Hungarian Plain, the specific contaminants (transcending operative limit value in more than 50 % frequency) can be identified as ammonium, As, Hg and Pb. Furthermore, Na⁺ predominance also can be observed among cations. In seeping surface water of thermal water origin, high Na % and ammonium of high concentration are considered to be environmentally risky.

Hg concentration exceeds limit values in the surrounding groundwater as much frequently as in general. In addition, limit value transcending concentrations of the risky metallic elements in thermal water and surface water was also detected in groundwater, although their frequency is less than 50 %. The high-Na ratio is also evident, despite the fact that none of laws defines limit. The noticed similarity in the contaminants of thermal water and groundwater suggests thermal water effect on groundwater.

In the soil, total salt content and MgS% transcended limit concentration of salinity/sodicity. Exclusively pH value exceeded the limit value in most cases. In some cases, concentration of microelements (Hg, As, Ni), can be observed as contaminants also in thermal water, was higher than ones in the operative limit. Among contaminants in the soil, total salt content, MgS% and pH appeared in high frequency, which variables related to salinity/sodicity/alkalinity sub-processes. Besides, salt accumulation, physical degradation and alkalinity can be assumed.

As for the effects on groundwater and soil by the infiltrating thermal waters used in the investigated region, it can be assessed that exclusively Na^+ and ammonium of groundwater contaminants originate from thermal water. Seeping thermal water exerts influence on the soil by plus salt transport/supply resulting in salt accumulation. Despite the fact that the thermal water salinity has not exceeded the limit value, total salt content in most cases is more than 500-1000 mg/l prescribed by the norm of irrigation water quality (Darab & Ferencz (1969)).

Unfortunately, the number of data from the plots has not reached number of ones providing statistically confident results. Therefore, it is essential to extend the survey to other investigation areas in order to refine the conclusions. The descriptive statistical analysis method is not appropriate to represent spatial data and the rate exceeding limit value.

2. Chemical properties of the waste thermal water in the two selected sample area and their effects on the groundwater

In the case of two out of 25 investigation areas (Cserkeszölő, Tiszaékcske-Kerekdomb), more detailed investigations were carried out to gain information about the potential impacts of used thermal water seepage. Chemical type and salinization/sodification effect of waste thermal water were stated based on the pH, total salt content, soda content, Na %, Mg % and SAR value. Thermal water was qualified and classified by the irrigation water quality standards (Darab & Ferencz, 1969). The analysis was performed on the basis of dangerous factors from the viewpoint of salinity.

It can be established that the high Na^+ -ratio in the waste thermal water is characteristic in both study areas (just as the previously described investigated region of the Great Hungarian Plain). Therefore, they can be classified into irrigation water quality class IV, which is unsuitable for irrigation. Sewage thermal water in Cserkeszölő and one in Tiszaékcske-Kerekdomb belongs to the Na-Mg- HCO_3 and the Na- HCO_3 -Cl chemical type, respectively, which supports Na-dominance. As a result of the aforementioned, their sodification impact is confirmed.

In the case of soils having sandy texture along the channels, Na^+ in thermal water with high Na % can get into the groundwater in higher amount. Being high saturated hydraulic conductivity and low clay content, Na^+ can not be adsorbed in high quantity but is able to get into the groundwater. Consequently, the appreciation of Na-dominance in the groundwater can be detected over change in the groundwater chemical type, direct increase in Na % and deterioration in irrigation water quality through more categories. Increase in Na^+ -concentration of groundwater is not typical of the soils with higher clay content since these are capable of adsorbing more Na^+ . If increment in Na % can be observed in the groundwater near the canal then it occurs in an indirect way as a consequence of decrease in Ca^{2+} and Mg^{2+} concentration.

The alkalization effect is caused by salts of alkali hydrolysis (Na_2CO_3 , NaHCO_3) in thermal water getting into the groundwater. The highest degree of alkalization was also detected in the groundwater of profiles with sandy texture.

The natural flow of groundwater is blocked and more or less modified by the channels. This modification rate depends on the angle formed by the direction of initial groundwater flow and the position of the channel. The changes in the physical-chemical parameters of groundwater around the

channels are induced by the leakage of waste thermal water having different chemical characteristic from groundwater, together with the modified groundwater flow. These effects may appear differently in the other sections of the channels. For example, on the left bank of the upper channel section in Cserkeszölő, total salt content of groundwater is locally decreased by outflowing used thermal water near the channel, reducing the rate of salt accumulation processes. In contrast, on the right bank of the lower section, the outflowing water takes a damming effect on the groundwater having originally high salt content. Thus, compared to the upper section, total salinity is increasing near the channel promoting the development of accumulation/salinization processes in the soils.

In the case of channels continuously supplied with waste thermal water (e.g. ones related to spas) increase in the level of the groundwater table as permanent impact can be described. In Cserkeszölő, salt accumulation is expected due to the groundwater level rise above the "critical groundwater table". In the case of channels periodically supplied with waste thermal water (e.g. ones related to horticultural estates) considerable fluctuation in the groundwater table can be observed comparing the winter with summer period. It has not approached the „critical groundwater table" (e.g. Tiszakécske-Keredomb) making the development of salt accumulation less likely.

3. Characterization of the thermal water seepage effects based on the WRB (World Reference Base for soil Resources, 2006)

Soil types of the plots were classified into reference groups of the WRB (2006) in order to determine if degree of the soil alterations caused by seeping thermal water justifies application of given prefix or suffix qualifiers and classification of the profiles into different soil groups. Prior to the classification, natural (natric, salic) and/or anthropogenic (hydragric, irrigric) diagnostic horizons reflecting sodification/salinization and effects of the thermal water seepage were defined.

It can be concluded that the natric and salic horizons were not presented in the profiles hence the salinization and sodification forming them were in initial phase. Hydragric and irrigric horizons, indicating increased water effect due to human impact, were perceived neither contrary to our preliminary expectations due to the appropriate thickness of the horizon or textural requirements were not met the criteria.

Differences in the qualifiers of the classified profiles according to the distance from the channels can be summarized as follows:

The soil profiles close to the channel in Cserkeszölő were classified into Orthic Luvisol **Chernozem** (Pachic) and Calcic Luvisol **Phaeozem** (Abruptic), whereas denomination of the control ones was expanded with the suffix **Anthric** reflecting differences owing to cultivation. Beyond later suffix, other ones could not be applied since there was no so significant modification in diagnostic properties that can support the different classification of the soils far from channel.

In the soils of Tiszakécske-Keredomb, diagnostic variance can be observed only on the lower section of the channel. The control profile meets the criteria of the typical Arenosol (Haplic Arenosol); the soil near the channel (Albic Arenosol), in turn, has a light-colored subsurface leaching horizon, which can be characterized with coarser texture and lack of structure.

In Cserkeszölő, although there is just 285 m between the sample points downward the canal yet profiles can be assigned into different soil groups (Chernozem-Phaeozem) over increased leaching on the lower section. This all reflects soil development formed by the water seeping from the channel.

4. Evaluation of the salinization/sodification/alkalinization effects of waste thermal water seepage on soil by different indicators

Assessment of potential salinization/sodification/alkalinization due to used thermal water seepage was realized based on main parameters characterizing these processes. pH (H₂O); total salt

content (together with the profiles of soda and lime content); soda content, NaS %, SAR value were indicators of alkalization; salinization and sodification, respectively. Due to agricultural production around the canals, it was important to evaluate the agronomic aspects.

From the viewpoint of salinization, the used thermal water diversely impinges on soils of the four sections in the channels.

In the studied Chernozem profiles in Cserkeszölő, weak salt accumulation with Na-salt dominance can be detected both in the sample points close to and distant from the channel. The rate of salt accumulation is higher in the profile next to the channel than in the control one. Increment in the level of groundwater with high salt content above the "critical groundwater table" is attained by sewage thermal water outflowing from the canal. Thus, salt balance in the profile has become positive, the accumulation has dominated. With the elevation of the groundwater level, capillary lift becomes dominant even in the topsoil of profiles next to the channel: the entire profile is determined by upward water movement. The formerly leached salts together with the salt content of groundwater and seeping thermal water get to the topsoil. The transportation and concentration of salts nearby the surface is facilitated by evaporation. Salt accumulation manifests itself in the root zone. Higher salt maximum can be observed in the profile close to channel compared to the control one owing to salt input not only from the groundwater but from the channel. The value of salt maxima diminishes whereas the depth of that increases ever farther from the channel. The groundwater of the profile near the channel is closer to the surface than that of the distant one as a consequence of outflow as well as salt accumulation level is located closer to the surface than that of the control. The higher water table is the higher level of salt accumulation is formed. In addition, if the groundwater level is closer to the surface then more intense salt accumulation evolves. The Na-salts appear exclusively in the topsoil where salt balance suitable for climate conditions is disrupted by the rising groundwater table. This phenomenon can be seen in Chernozem profile nearby channel where seepage of thermal water elevates the water table level and enhances both salinity of the topsoil and groundwater due to its salt content. Thus, the natural salt balance of the profile is disturbed by artificial impact. In the control profile, salt accumulation is localized in the depth where salts leached by precipitation and transported by capillary lift get merged. Na^+ concentration of the profile having clayey loam texture next to the channel is increased by Na^+ content originated from seeping thermal water causing direct enhance in the NaS% and the SAR value. At the same time, Na^+ amount entering to the groundwater is reduced. The extent of the detected Na^+ accumulation, however, has not approached the soil degradation limit (12-15 NaS%) established by 'Sigmond (1927). The effects modifying soil has not manifested such an extent in the Chernozem yet that could deteriorate soil fertility on the channel adjacent areas.

In Phaeozem profiles, weak salt accumulation was detected, which exceeds the rate that of experienced in Chernozem profiles. The intensification of the salt accumulation has not unambiguously depends on the distance from the channel. Flow of the salty groundwater oriented N-W→S-E, moving toward the canal; the infiltration of the precipitation from the surface and the seepage of salty thermal waters also participate in the development of the characteristic salt distribution in the profile. However, there is no significant difference in salinity of the profiles. On the channel adjacent areas, role of Na-salts has to be emphasized in salt accumulation. In the salt accumulation of the control point, in turn, Na- and Ca-salts together take part, which confirms rather groundwater origin. The salt content of the subsoil around the groundwater is significantly influenced by the groundwater salinity in Phaeozem profiles. The plants do not need Na-salts, thus the quantity of infiltrating Na-salts is not reduced by the root zone. Therefore, accumulation of the Na-salts can be seen in the subsoil, which is also reflected on salt and soda profile of the Phaeozem. Based on the salt, carbonate and soda pro-

files, leaching is clearly detectable in the upper 20 cm layer of the Phaeozem close to the canal. The salt accumulation, in turn, is observed under the 80 cm depth. In soil segment to 60 cm above the groundwater level, material flow by capillary lift prevails. The soda from seeping thermal water appears in the groundwater and induces alkalization in the subsoil of the profile near to the channel. Thus, alkalization effect of the used thermal water can be detected indirectly through groundwater. The groundwater depth of these profiles is also over the "critical groundwater table". Disadvantageous changes in the Phaeozem profiles can not be established from agronomic viewpoint as both the alkalinity and salinity impact manifest themselves under the root zone.

In Arenosols with sandy texture, the infiltration is less inhibited and leaching is much emphasized than soils having higher clay content and more compact structure. Therefore, salt maxima appear in the zone of groundwater fluctuation. All topsoils were characterized with low salinity. The salt maxima have not reached the salt accumulation limit concentration yet (0.05-0.1%). $\text{Na}_5\%$ and SAR values have not indicated sodification. In the profiles with high saturated hydraulic conductivity and low clay content (low buffer capacity), groundwater is affected by both the salts and Na^+ intensifying its salinization/sodification impact. This process is only local owing to the channel-parallel direction of groundwater flow. The alkalinity impact of the seepage is manifested indirectly through groundwater by increased soda and HCO_3^+ concentration surrounding the channels. Based on these observations, thermal water effects on Arenosols close to the channel are slight and only affect on the lower regions of the soil around the groundwater table, or depth between the infiltration and groundwater fluctuation zone. Therefore, in the adjacent areas, potential yield is considered to be 100 %.

In general, it can be concluded that:

Salt accumulation has evolved in the profiles with heavier mechanical composition than sandy loam that have the groundwater level beyond the "critical groundwater table" and the salinity of groundwater transcending 1000 mg/l.

Higher degree of salt accumulation has manifested due to the higher total salt input and various textural types in the profile. The textural changes can contribute to the accumulation and concentration of the high salt content water within the profile leading to the precipitation of salts. Excess salt input is provided by the sewage thermal water outflowing from the channel for the nearby profiles compared to controls. Near the channel, higher salt maximum can be observed in shallower depth as a consequence of the increased groundwater table, plus salt content and the capillary lift maintained by evaporation/evapotranspiration. The level of salt accumulation is determined by the root zone depth of the plants living or cultivated there.

It can be claimed that not just thermal water effect can cause salt accumulation but it determines the extent and level of the accumulation.

The most significant effect of thermal water seepage is regarded to increase in the level of groundwater with originally high salt content above the "critical groundwater table" promoting salt accumulation in the soil.

On the upstream of the channel, groundwater level is always higher than that of the downstream section since the channel bed slopes from upper section to lower one determining the depth of the groundwater table. The salt accumulation levels are influenced by the groundwater level so salt accumulation is of less depth in the upper section than in the lower one.

Na^+ effect of the infiltrating thermal water has to be emphasized. Owing to high mobility and small adsorption affinity of the studied ion (relative to the other exchangeable cations), it currently does not cause sodification in the profiles but entering groundwater can spread with its flow. Notable Na^+ effect would be manifested by sodification in soils if this process was traced either in a longer

period or in the lowest point of the groundwater flow system where the transported high concentrations of Na^+ could be accumulated taking the place of the more strongly associated ions on the adsorption surface.

The alkalization effect of used thermal water regularly appears in the subsoil indirectly through the groundwater. This effect is generated by the soda and HCO_3^- excess of thermal water origin.

5. Alterations in the characteristic ion composition of the soils depending on the distance from the channel

Apart from Phaeozem, increase in Na^+ -concentration is reflected in each soil profile along the canal. Na^+ distribution in the profiles varies in different sections of the channels; ion maximuma can be detected in ever deeper horizons of the profiles downstream. Na^+ dominancy is also shown in the ion diagrams of the groundwater near the channel. Therefore, a portion of Na^+ is adsorbed but the Na^+ load of groundwater could not be eliminated by soils.

Excluding Chernozem profiles, each soil type has lower Mg^{2+} concentration near the channel than in the control point. Thus, in soils along the canal, the typical process is Mg^{2+} mobilization.

Among anions, HCO_3^- plays an important role in the Chernozem and Phaeozem profiles. Close to the channel, HCO_3^- concentration decrease appeared in the Chernozem, while realignment of the ion can be seen in the Phaeozem. In the case of Chernozem and Phaeozem, SO_4^{2-} is rearranged along profile by the effect of the channel. Increment in SO_4^{2-} concentration also occurred in the Arenosol profile near the channel, which can be detected in the groundwater, as well. The seeping thermal water causes redistribution of Cl^- in every profile and decrease in its concentration exclusively in the case of Phaeozem. In this section of the canal, Cl^- concentration of the seeping thermal water is very low so this easily mobilizing ion can be desorbed from the soil. There is no dominant among anions in Arenosols, their ratio can be considered to be balanced.

The level of the ion maximuma, the degree of concentration increment is determined by the saturated hydraulic conductivity (depending on the texture and structure of soil profiles); the soil type, ion composition of groundwater and thermal water, respectively.

6. Evaluation of the Na^+ -adsorption in the different soil types

The adsorption of Na^+ concentration infiltrating from the canal into different types of soils can be followed by adsorption model experiment. After devising adsorption isotherms, adsorption parameters can be established. Since Na^+ adsorption is weak hence adsorption curve is close to linear making difficult to define the saturation state. Therefore, adsorption parameters, calculated by extrapolation of the isotherms (eg. maximum adsorption capacity, originally adsorbed Na^+ -concentration), is suitable only for estimation due to errors.

It can be established that order of the greatest potential Na^+ -adsorption capacity in the soils is as follows: Arenosol<Chernozem<Phaeozem.

The differences in the absorbable Na^+ amount between the soil horizons depends on the different humus, clay and carbonate content of each horizon (determining the size of the adsorption surface and the amount of the active sites), the original Na^+ saturation and the adsorption equilibrium constant. The latter two parameters can be calculated by using the modified Langmuir isotherms applied in the isotherm fitting.

The determined adsorption limit concentrations signify the equilibrium solution concentration above which adsorption, under which desorption can be observed in the profile. This concentration is practically equal to the equilibrium Na^+ concentration of soil solution and interfacing

soil at the sampling moment. This parameter also can be appointed from the adsorption isotherms (Table 9.1); accuracy of that is the same high as one of the isotherm fitting so has high precision (in most cases $0.7 < R^2$)

	Adsorption limit concentrations (mg/l)		
	A-horizon	B-horizon	C-horizon
CHERNOZEM	400	577	400
PHAEOZEM	<200	800	1000<
ARENOSOL2	290	196	295

Table 9.1: Adsorption limit concentrations of the horizons in different soil types

Adapting the results of the model experiment to natural conditions it can be given that adsorption or desorption occurs in the horizons, based on the characteristic adsorption limit concentration of soil horizons and the Na^+ concentrations of the infiltrating thermal water. Chernozem profile is affected by thermal water with 570 mg/l Na^+ concentration inducing adsorption in both A- and C-horizons and weak desorption in the B-horizon. Towards the lower section, Na^+ -concentration of sewage water in the channel decreases to 430 mg/l causing adsorption in the A-horizon and desorption in both the B- and C-horizons of Phaeozem profile. The Arenosol profile is took effected by waste thermal water of 340 mg/l Na^+ concentration, which would result in different degree of adsorption in each horizon. Simplified situation (the worst situation) is reflected by the model experiment, hence among natural conditions, ions competing with Na^+ and adsorbing more strongly than Na^+ (e.g. Ca^{2+}) take part in the adsorption of the soil reducing the amount of adsorbable Na^+ .

The adsorption capacity of soil is an important factor in the groundwater protection. In the case of Phaeozem, A-horizon is capable of adsorbing Na^+ in high amount on the experimental concentration range. This is not beneficial in terms of reducing the Na^+ load of groundwater. In contrast, Chernozem and Arenosol profiles adsorb Na^+ much more effectively in the C-horizon, which have a favorable effect in the reduce of groundwater Na^+ load.

The partition coefficient, i.e. the buffer capacity can be calculated as the first derivative of the rise of the isotherm curve. The split of the incoming Na^+ concentration between the soil and soil solution is indicated by the partition coefficient. In the experiment, Na^+ concentration of the initial solution increases while buffer capacity of the treated soil decreases. The limited adsorption surface is able to adsorb decreasing proportion of the incoming Na^+ content, thus increasing proportion of that remains in the solution and reaches the groundwater. The same decrease in the buffer capacity can be observed even in natural conditions, when as a result of continuous Na^+ supply, Na^+ is accumulated in the soil over the years, thus the incoming Na^+ concentration can be adsorbed in less amount. It can be found that the Phaeozem has the highest buffer capacity of the examined three soil types and Arenosol has the lowest.

Linear sections of the adsorption curves being different distances from the saturation maximum was revealed by the experiment. It was shown if 1000 mg/l Na^+ containing thermal water (chosen the maximum concentration in the experiment) was seeping on the plots instead of the current approx. 500 mg/l, it would not saturate the entire adsorption surface. The soils have free adsorption capacity of Na^+ deriving from thermal water seepage in the future. The proportion of the maximum adsorbable Na^+ concentration can be counted based on the measured isotherms in the case of about 500 mg/l effective concentration, and e.g. 1000 mg/l effective concentration. Consequently, if Na^+ concentration increment in seeping thermal water was supposed to be up to 1000 mg/l, the degree of saturation would be high and rapid in the A-horizon of the Chernozem (14.58% $\rightarrow$ 27.65%), and in the B-(1.17% $\rightarrow$ 6.56%) and C-horizon (4,17% $\rightarrow$ 11.94%) of the Arenosol. In other cases, the degree of saturation owing to an increase in effective concentration has not referred to the appearance of degradation processes. These calculations also show that in the case of Phaeozem, Na^+ mobilization, desorption would occur in the subsoil, therefore these soils would not be able to sufficiently reduce

the Na^+ load of groundwater. In instance of Chernozem and Arenosol, Na^+ load of groundwater would be reduced by adsorption, but the profiles themselves would represent sodification.

7. Na^+ transport models of the unsaturated zone under the canal

Na^+ transport models of the unsaturated zone under the canal were carried out by WHI UnSat Suite Plus 2.2 software VS2DT module on two selected soil types (Phaeozem, Arenosol) of the investigation areas applying three hypothetical scenarios ("best case", "worst case", "real case"). Success of soil profiles in the inhibition of groundwater Na^+ load, based on the results of the models can be concluded based on the proper input data. The program is suitable for model temporal changes of groundwater Na^+ load and presents it in selected time steps. The date of real Na^+ contamination reaching the groundwater can also be determined. Adsorption and desorption occurring in different depth of the profiles can also be inferred from the model.

On the basis of the "real case" models of unsaturated Na^+ transport, it can be sum up that:

In Phaeozem, Na^+ concentration in the groundwater is higher than in the seeping water. Therefore, independently from adsorption, the groundwater is diluted by thermal water infiltration over the ten simulated years. Phaeozem profile having higher clay content (clayey-loam texture) is saturated by the investigated ion rapidly, thus the model shows desorption after the third year.

In the case of Arenosol, Na^+ concentration of groundwater is lower than that of the seeping water. Therefore, the Na^+ load of groundwater strongly depends on the Na^+ adsorption ability of the profiles. The Na^+ concentration of infiltrating water is reduced by the 40 cm thick loam layer below the channel. In spite of adsorption in the loam layer, due to the textural change (loam→sand), desorption appears in the sandy layer increasing the Na^+ load of groundwater. Soil profile above the groundwater table is able to reduce Na^+ load in the first five years, however, groundwater is loaded with Na^+ in the tenth year according to the model. The fact that without adsorption (and loam layer), Na^+ load would reach the groundwater after the first year confirms the important role of adsorption. Thus, between the given boundary conditions, the extent of Na^+ contamination of the groundwater is slowed down by the loam layer of the Arenosol profile.

Compared to the Na^+ saturation of the Phaeozem profile, slower rate of saturation is expected in Arenosol between the given boundary conditions. Thus, the appearance of sodification can be required later in the Arenosol profile; however, Na^+ load through the groundwater may affect surrounding subsoil from the tenth year.

Decrease in Na^+ buffer capacity of the both modelled profiles could be pointed with the time passing. From the same Na^+ concentration input, soil is able to retain lower proportion. Therefore, Na^+ concentration of the infiltrating water is increasing. Continuous Na^+ input during ten years can saturate the absorption surface of the soil to a large degree that infiltrating water (as relatively diluted solution) gives rise to desorption, mobilizing Na^+ into the groundwater from the soil.

Diluting or loading impact of a mobile contaminant on groundwater is strongly dependent on the concentration ratio measured in the infiltrating thermal water and that of the groundwater. In addition, it depends also on the adsorption capacity and saturation state of soil connecting the channel, which can attend in the reduction of contaminant concentration entering groundwater.

The Na^+ transport is determined by the structural and textural conditions of the profile, influencing the pore conditions and the saturated hydraulic conductivity (ratio of gravitational water and capillary water), on the one hand and the rate of clay content having emphasized importance in Na^+ adsorption, on the other hand.

Original vertical Na^+ distribution of the profiles shows increasing Na^+ content towards the groundwater table. Equalization of the vertical Na^+ distribution within the profile can be observed by

processes evolving between the infiltrating thermal water and the soil, based on the model. Steady Na^+ gradient develops in the unsaturated soil zone in the tenth year, bridging the Na^+ concentrations of the seeping water and groundwater.

Based on the aforementioned, sodification is not manifested itself at the time of the sampling work, however, during a long-term deposition of high Na % waste thermal water, infiltration and accumulation of Na^+ on the adsorption surface can support the Na^+ load of groundwater beside the sodification of the profiles near channel.

8. Identification of used thermal water seepage impacts by geostatistical analysis

Modifications in the investigated diagnostic soil parameters generated by the seepage of thermal waters, shown in the preceding chapters, were confirmed by geostatistical analysis. Principal component analysis for the 11 investigated diagnostic parameters was executed. Four independent principal components were generated representing 93.03 % of the total variance. Each one of these can be corresponded to an independent soil process, for example Mg^{2+} mobilization, salinisation. In addition, changes in the cumulative main soil indices (Ca^{2+} , carbonate content, soda content, pH (H_2O), K^+ , and humus) is observed, as well. In relation to the reduction of carbonate and Ca^{2+} content, ion mobilization and leaching can be detected near the canal; increase in the soda content results alkalization effect; the joint increase of humus and K^+ content is derived from decomposition of enhanced vegetation around the channel. The texture was separated as an independent group. In the multivariate space of the principal components, discriminant analysis was applied. The positive and negative elements of the computed discriminant function ($D=0,65*\text{FK4}-0,45*\text{FK1}-0,28*\text{FK3}+0,18*\text{FK2}$) were separated forming the axes of the discriminant diagram. Finally, as a result of discriminant analysis, soil samples was successfully classified (with 85,7 % propriety) into the correct a priori groups ("thermal water affected" or "control") according to the distance from the channel. The calculated discriminant function is appropriate to predict the group of any further soil sample from this investigation area. Later, the extent of the impact area of the channel can be monitored in this way.

The role of the identified processes in distinguishing of sample groups is indicated by the discriminant function. Mg^{2+} mobilization is the main process, and salinisation is the most insignificant. Salinization processes (compared to the control samples) are seems to be rudimentary along the canal.

Summarizing the results of the geostatistical analysis:

- in the soil, ion exchange and adsorption processes of Na^+ are presented (Na^+ accumulation);
- ion mobilization and leaching effect (Mg^{2+} mobilization, Ca^{2+} mobilization, carbonate leaching) can be detected as a consequence of increased outflowing of sewage water near the channel;
- simultaneous increment in humus and K^+ content can be established owing to the adequate water supply, higher temperature, increased plant and microbial activities and the decomposition of plants close to the channel
- weak soil salinization can be detected adjacent the canal, which is indicated by the salt accumulation and the increased soda content.

9. Spatial allocation of thermal water effects

Depending on buffer capacity, negative effect of thermal water seepage on groundwater are reduced by the soils, however, groundwater can be reached by some mobile contaminants (e.g. Na^+) and can spread with the groundwater flow extending the impact of the channels in the long run.

The spatial extent of the aforementioned effects is determined by the physical parameters of soils (saturated hydraulic conductivity, mechanical composition, water capacity, etc.) and the direc-

tion of the groundwater flow (due to the transported Na^+ and salts). Since the original direction of the groundwater flow is modified by established channel, indirect role of canal situation in the contamination transport can be stated. If the groundwater flow is parallel to the channel, impacts on groundwater are local around the canal, hence contaminants entering the groundwater are transported parallelly the channels. If the direction of canal and groundwater flow has any angle, the extent of the effect depends on the outflowing or damming impact of the channels on groundwater.

It was found that the impacts of the channel on groundwater and soil are considered to be local (<30-35 m from the channel) on the Cserkeszölő plot. An increasing trend is shown in the degree of salt accumulation and alkalization in the profiles downstream the canal.

On the Tiszakécske-Keredomb plot, alkalization can also be detected in the control points, but the effect is decreasing ever farther from the channel. Increment in the total salt content can be observed exclusively in the upper section, near the canal. In profiles having sand-texture and low groundwater table, infiltration is dominated by gravitational water flow; therefore salts transported rather vertical down than lateral, resulting in local effects. The sandy profile with loam layer has a greater ability to adsorb Na^+ . In spite of this fact, Na effect of thermal water can still be detected in the groundwater, but remains local. Downstream the channel, the range of the effects is decreasing and appearing in ever deeper horizons.

Thermic effect of thermal water on the groundwater can be established on the areas around the channels. Past the channel, temperature is rising by more °C in groundwater compared to the control in each case. If the temperature is compared to the average soil temperature (14 °C), the effect can be noticed even in the control points. Decline in the thermic effect is pointed downstream the channel since temperature of flowing thermal water is progressively diminishing due to heat release to the environment. Beyond temperature and quantity of the deposited sewage water, heat effect on groundwater is defined by the typical heat conducting/insulating property of the adjacent soils, as well as the groundwater table depth under the canal.

Several studies deal with the demonstration of qualitative and quantitative characteristics, potential utilizations and dispose of the thermal waters, however, less work represents from many aspects the real impact of the thermal water disposed to the nature. Actuality of my research topic is confirmed by the fact that deposition of the large amount of thermal water is still not solved yet and the caused modifications in the soil and groundwater system are proved. It would be important to detect these effects more detailed in several thermal water user establishments in order to obtain a general idea of the seriousness of the current problems and its future development.

Several new questions and research directions were outlined by my results and observations, especially in the sphere of soil physics and soil biology, as well as contamination transport modeling. Henceforth, it would be necessary and worthy to complete the research with the examination of contaminants migration (Pb, Hg, As, Cd, Ni) in the soil-groundwater system, and to identify the extent of the buffer boundaries along the channel. Comprehensive physical examination would be appropriate to clarify the infiltration and pore structural properties of soil and netlike sampling to model groundwater flow. The thermic effect of the waste thermal water of high temperature disposed to the environment on the soil micro-, meso- and macrofauna can also be an interesting problem.

X. MELLÉKLETEK

1. melléklet: A kiválasztott vizsgálati területek talajvízszint adatainak összefoglalója

A cserkeszőlői mintaterület talajvízszint adatai

Mintapont	EOV koordináták		Megütött talajvíz szint (m)	Nyugalmi talajvíz szint (m)	A kettő között eltelt idő (min)
	x	y			
(1 t) 3 v	738538	169290	1	0,83	74
(2 t) 4 v	738586	169300	1,5	1	78
(3 t) 5 v	738621	169290	1,6	1,1	125
(4 t) 6 v	738473	169209	1,3	1,1	86
(5 t) 8 v	738450	169226	1,6	1,15	40

A tiszakécske-kerekdombi mintaterület vízszint adatai

Mintapont	EOV koordináták		Megütött talajvíz szint (m)	Nyugalmi talajvíz szint (m)	A kettő között eltelt idő (min)
	x	y			
(1 t) 1 v	727779	173177	1,8	1,71	60
(2 t) 5 v	727938	173079	2,7	2,36	296
(3 t) 6 v	727848	173205	1,2	1,05	130
(4 t) 7 v	727917	173049	3,7	3,53	220

2. melléklet: A 9 db talajmintavételi pont helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyvei

Baranyai et al., 1989 alapján az alkalmazott jelölések:

Szerkezet	Jelölés
szerkezet nélküli	O
morzsás	M
diós	D
rögös	R

Karbonáttartalom		
Pezsgés észlelése	CaCO ₃ %	Jelölése
nincs	0	O
nyomokban, fülhöz tartva alig hallhatóan pezseg	<2	Ny
gyengén pezseg	2 - 4	Gy
közepesen pezseg	4 - 7	K
erősen pezseg	7 - 10	E
igen erősen pezseg	10<	IE

Gyökérzet	Jelölése
nincs gyökér	O
kevés gyökér	K
közepes gyökér	KÖZ
sok gyökér	S

Fenoltalein lúgosság		
Szín	pH	Jelölése
nincs	<8,4	O
enyhe (rózsaszín)	8,4-8,7	Gy
közepes (rózsaszín)	8,7-9,2	K
erős (lilásrózsaszín)	9,2<	E

Átmenet	Jelölése
éles	É
határozott	H
fokozatos	F
elmosódott (diffúz)	D
mechanikai összetételben	M

Kiválások			
Mennyiség	Jelölése	Minőség	Jelölése
sok	S	mangánbevonat	MH
kevés	KEV	mészlepedék	LEP
		mészfolt	F
		rozsdá	R

Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv										
Helyszín azonosítása: Cserkeszőlő					Helyszíni vizsgálat ideje: 2008. 10. 09.			Szelvény száma: 1 t		
Környezet leírása: a csatorna és a mellette található mezőgazdasági hasznosítású terület mezsgyéje, a talajfurat a csatorna bal partjától 10 m-re (a termálvíz befolyástól 75 m-re, folyásirányban) véve								Domborzat leírása: sík terület		
Talajszelvény helye: EOY koordináta: x: 738538, y: 169318				Növényzet: a csatorna nádas mellett				Szelvény mélysége: 100 cm		
Humuszos réteg vastagsága: 55 cm		Karbonát megjelenés mélysége: felszíntől karbonátos		Fenolftalein lúgosság megjelenési mélysége: 20 cm		Megütött talajvízszint mélysége: 100 cm		Nyugalmi talajvízszint mélysége: 83 cm		
A talajszelvény morfológiai leírása										
Genetikai szint jele	Genetikai szint mélysége (cm)	Szín	Fizikai talaj-féleség	Szerkezet	Karbonáttartalom (pezsgés erőssége)	Fenolftalein lúgosság	Kiválások	Gyökérzet	Átmenet	Egyéb észrevételek
A	0-55	szürkés barna	vályog-agyagos vályog	M	E	Gy	KEV R	S	F	-
B	55-100	világos szürke	agyagos vályog	D	IE	K	F, MH	K	F	-
C	100-	olíva barna	vályog	O	IE	K	-	O	-	-
Talajtípus: Luvic Orthicalcic Chernozem (Pachic) (WRB, 2006)										
Felvételező: Balog Kitti, Fábíán Tamás										



Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv										
Helyszín azonosítása: Cserkeszőlő			Helyszíni vizsgálat ideje: 2008. 10. 09.					Szelvény száma: 2 t		
Környezet leírása: mezőgazdasági hasznosításban álló terület, a talajfurat a csatorna bal partjától 25 m-re (a termál-víz befolyástól 75 m-re, folyásirányban) mélyült								Domborzat leírása: sík terület		
Talajszelvény helye: EOY koordináta: x: 738586, y: 169300					Növényzet: tarló, mellette kb. 1 m-re kukorica			Szelvény mélysége: 160 cm		
Humuszos réteg vastagsága: 45 cm		Karbonát megjelenés mélysége: felszíntől karbonátos			Fenolftalein lúgosság megjelenési mélysége: 20 cm		Megütött talajvízszint mélysége: 150 cm		Nyugalmi talajvízszint mélysége: 100 cm	
A talajszelvény morfológiai leírása										
Genetikai szint jele	Genetikai szint mélysége (cm)	Szín	Fizikai talaj-féleség	Szerkezet	Karbonáttartalom (pezsgés erőssége)	Fenolftalein lúgosság	Kiválások	Gyökérzet	Átmenet	Egyéb észrevételek
A	0-45	sötét szürkés barna	vályog	M	E	K	-	S	F	-
A-B	45-75	egyre világosodó szürkés barna	agyagos vályog	D	IE	K	-	K	F	-
B1	75-90	fakó sárga	agyagos vályog	D	IE	E	MH	O	M	-
B2	90-180	fakó sárga	vályog	R	IE	E	KEV LEP, F, R, MH	O	H	-
C	180-	szürke	vályog	R	IE	E	MH	O	-	-
Talajtípus: Luvic Orthicalcic Chernozem (Anthric, Pachic) (WRB, 2006)										
Felvételező: Balog Kitti, Fábián Tamás										



Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv										
Helyszín azonosítása: Cserkeszőlő			Helyszíni vizsgálat ideje: 2008. 10. 09.					Szelvény száma: 3 t (kontroll)		
Környezet leírása: mezőgazdasági hasznosításban álló terület, a talajfurat a csatorna bal partjától 50 m-re (a termálvíz befo-lyástól 75 m-re, folyásirányban) helyezkedik el								Domborzat leírása: sík terület		
Talajszelvény helye: EOY koordináta: x: 738621, y: 169290				Növényzet: tarló, mellette kb. 1 m-re kukorica				Szelvény mélysége: 160 cm		
Humuszos réteg vastagsá- ga: 45 cm		Karbonát megjelenés mélysége: 20 cm		Fenolftalein lúgosság megjelenési mélysége: 20 cm				Megütött talajvíz- szint mélysége: 160 cm		Nyugalmi talajvízszint mélysége: 110 cm
A talajszelvény morfológiai leírása										
Genetikai szint jele	Genetikai szint mélysége (cm)	Szín	Fizikai talaj- féleség	Szerkezet	Karbonáttartalom (pezsgés erőssége)	Fenolftalein lúgosság	Kiválások	Gyökérzet	Átmenet	Egyéb észrevételek
A	0-45	sötét szürkés barna	vályog	M	K	K	-	KÖZ	F	-
B	45-110	világos sár- gás barna	agyagos vá- lyog	D	IE	E	LEP, MH	K	F	-
C	110-	fakó sárga - olíva barna	vályog	R	IE	E	S F, R, MH	O	F	csigahéj darabok
Talajtípus: Luvic Orthicalcic Chernozem (Anthric, Pachic) (WRB, 2006)										
Felvételező: Balog Kitti, Fábíán Tamás										



Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv										
Helyszín azonosítása: Cserkeszőlő			Helyszíni vizsgálat ideje: 2008. 10. 09.				Szelvény száma: 4 t			
Környezet leírása: a csatorna jobb oldalán, valaha mezőgazdaságilag hasznosított terület, mellette fóliasátrak, a talajfurat a csatornamedertől 10 m-re (a termálvíz befolyási ponttól 360 m-re, folyásirányban) mélyült							Domborzat leírása: sík terület			
Talajszelvény helye: EOY koordináta: x: 738473, y: 169209			Növényzet: felhagyott parlag széle			Szelvény mélysége: 140 cm				
Humuszos réteg vastagsága: 60 cm		Karbonát megjelenés mélysége: 40 cm		Fenolftalein lúgosság megjelenési mélysége: 60 cm		Megütött talajvízszint mélysége: 130 cm			Nyugalmi talajvízszint mélysége: 110 cm	
A talajszelvény morfológiai leírása										
Genetikai szint jele	Genetikai szint mélysége (cm)	Szín	Fizikai talajféleség	Szerkezet	Karbonáttartalom (pezsgés erőssége)	Fenolftalein lúgosság	Kiválások	Gyökérzet	Átmenet	Egyéb észrevételek
A	0-60	sötét szürkés barna	homokos vályog	M	Gy	O	-	K	D	-
B	60-120	szürkés barna	agyagos vályog	D	IE	E	LEP	O	F	-
C	120-	világos sárgás barna	agyagos vályog	R	IE	E	MH	O	-	-
Talajtípus: Luvic Calcic Phaeozem (Abruptic) (WRB, 2006)										
Felvételező: Balog Kitti, Fábián Tamás										



Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv										
Helyszín azonosítása: Cserkeszölő				Helyszíni vizsgálat ideje: 2008. 10. 09.				Szelvény száma: 5 t (kontroll)		
Környezet leírása: felhagyott parlag, mellette bolygatott terület (régén fóliásátor lehetett, a növényzet is más volt), a talajfurat a csatorna jobb partjától 50 m-re (a termálvíz befolyástól 360 m-re, folyásirányban) található								Domborzat leírása: sík terület		
Talajszelvény helye: EOV koordináta: x: 738450, y: 169226					Növényzet: felhagyott parlag, gyomtársulás			Szelvény mélysége: 160 cm		
Humuszos réteg vastagsága: 60 cm		Karbonát megjelenés mélysége: 40 cm			Fenolftalein lúgosság megjelenési mélysége: 40 cm		Megütött talajvízszint mélysége: 160 cm		Nyugalmi talajvízszint: 115 cm	
A talajszelvény morfológiai leírása										
Genetikai szint jele	Genetikai szint mélysége (cm)	Szín	Fizikai talaj-féleség	Szerkezet	Karbonáttartalom (pezsgés erőssége)	Fenolftalein lúgosság	Kiválások	Gyökérzet	Átmenet	Egyéb észrevételek
A	0-60	sötét szürkés barna	homokos vályog	M	Gy	K	-	K	F	nagy humusztartalom
B	60-105	világos sárgás barna	agyagos vályog	D	IE	K-E	-	O	F	-
C	105-	fakó sárga	vályog	R	IE	E	F, S R, MH	O	-	csigahéj darabok
Talajtípus: Luvic Calcic Phaeozem (Anthric, Abruptic) (WRB, 2006)										
Felvételező: Balog Kitti, Fábíán Tamás										



Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv										
Helyszín azonosítása: Tiszakécske-Kerekdomb			Helyszíni vizsgálat ideje: 2009. 06. 03.				Szelvény száma: 1 t			
Környezet leírása: csatornapart, talajfurat a csatorna jobb partjától 5 m-re, a termálvíz befolyás alatt							Domborzat leírása: sík terület			
Talajszelvény helye: EOY koordináta: x: 727779, y: 173177				Növényzet: mezőgazdasági hasznosítás és nádas mezsgyéje, néhány fa				Szelvény mélysége: 180 cm		
Humuszos réteg vastagsága: 80 cm		Karbonát megjelenés mélysége: 80 cm		Fenolftalein lúgosság megjelenési mélysége: 80 cm			Megütött talajvízszint mélysége: 180 cm		Nyugalmi talajvízszint mélysége: 171 cm	
A talajszelvény morfológiai leírása										
Genetikai szint jele	Genetikai szint mélysége (cm)	Szín	Fizikai talaj-féleség	Szerkezet	Karbonáttartalom (pezsgés erőssége)	Fenolftalein lúgosság	Kiválások	Gyökérzet	Átmenet	Egyéb észrevé-telek
A	0-80	szürkés barna	homok	O	Ny	O	F	-	É	nagy humusztar-talom
B	80-140	világos szürke	durva homok	O	IE	E	-	-	F	-
C	140-	fakó sárga	durva homok	O	IE	E	MH, KEV R	-	-	-
Talajtípus: Albic Arenosol (WRB, 2006)										
Felvételező: Balog Kitti, Barta Károly										



Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv										
Helyszín azonosítása: Tiszakécske-Kerekdomb				Helyszíni vizsgálat ideje: 2009. 06. 03.				Szelvény száma: 2 t		
Környezet leírása: talajfurat a csatorna jobb partjától 10 m-re					Domborzat leírása: sík terület (mellette lejtő)					
Talajszelvény helye: EOY koordináta: x: 727938, y: 173079				Növényzet: tarló, rét				Szelvény mélysége: 300 cm		
Humuszos réteg vastagsága: 75 cm		Karbonát megjelenés mélysége: felszíntől karbonátos, kivéve B-szint			Fenolftalein lúgosság megjelenési mélysége: 220 cm			Megütött talajvízszint mélysége: 270 cm		Nyugalmi talajvízszint mélysége: 236 cm
A talajszelvény morfológiai leírása										
Genetikai szint jele	Genetikai szint mélysége (cm)	Szín	Fizikai talajféleség	Szerkezet	Karbonáttartalom (pezsgés erőssége)	Fenolftalein lúgosság	Kiválások	Gyökérzet	Átmenet	Egyéb észrevételek
A	0-35	szürkés barna	finom homok	O	K	O	KEV F	S	É	nagy humusztartalom
B	35-75	sötét szürkés barna	finom homok	O	O	O	-	O	F	nagy humusztartalom
B-C	75-95	szürkés barna	finom homok	O	K	O	-	O	F	-
C1	95-140	világos sárgás barna	finom homok	O	IE	O	S R, S F	O	É	-
C2	140-160	világos szürke	finom homok	O	IE	Gy	S R, S F	O	T	-
C3	160-230	fakó sárga	vályog	O	IE	K	S R, S F	O	T	-
C4	230-300	fakó sárga	középszemű homok	O	E	E	-	O	F	-
C5	300-310	fakó sárga	homok	O	IE	-	-	O	T	-
C6	310-	fakó sárga	agyag	O	-	-	-	O	-	-
Talajtípus: Albic Arenosol (WRB, 2006)										
Felvételező: Balog Kitti, Barta Károly										



Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv										
Helyszín azonosítása: Tiszakécske-Kerekdomb				Helyszíni vizsgálat ideje: 2009. 06. 03.				Szelvény száma: 3 t (kontroll)		
Környezet leírása: mezőgazdaságilag hasznosított terület a csatorna bal partján, a csatornamedertől 50 m-re vett talajfurat								Domborzat leírása: sík terület		
Talajszelvény helye: EOY koordináta: x: 727848, y: 173205				Növényzet: napraforgó				Szelvény mélysége: 120 cm		
Humuszos réteg vastagsága: 60 cm		Karbonát megjelenés mélysége: 60 cm		Fenolftalein lúgosság megjelenési mélysége: 100 cm			Megütött talajvízszint mélysége: 120 cm		Nyugalmi talajvízszint mélysége: 105cm	
A talajszelvény morfológiai leírása										
Genetikai szint jele	Genetikai szint mélysége (cm)	Szín	Fizikai talaj-féleség	Szerkezet	Karbonáttartalom (pezsgés erőssége)	Fenolftalein lúgosság	Kiválások	Gyökérzet	Átmenet	Egyéb észrevételek
A	0-60	sötét szürkés barna	finom és középszemű homok	O	O	O	S F	KÖZ	F	nagy humusztartalom
B	60-120	világos szürke	durva homok	O	IE	Gy	MH, R	O	F	-
C	120-	világos sárgás barna	homok	O	IE	-	-	O	-	-
Talajtípus: Albic Arenosol (WRB, 2006)										
Felvételező: Balog Kitti, Barta Károly										

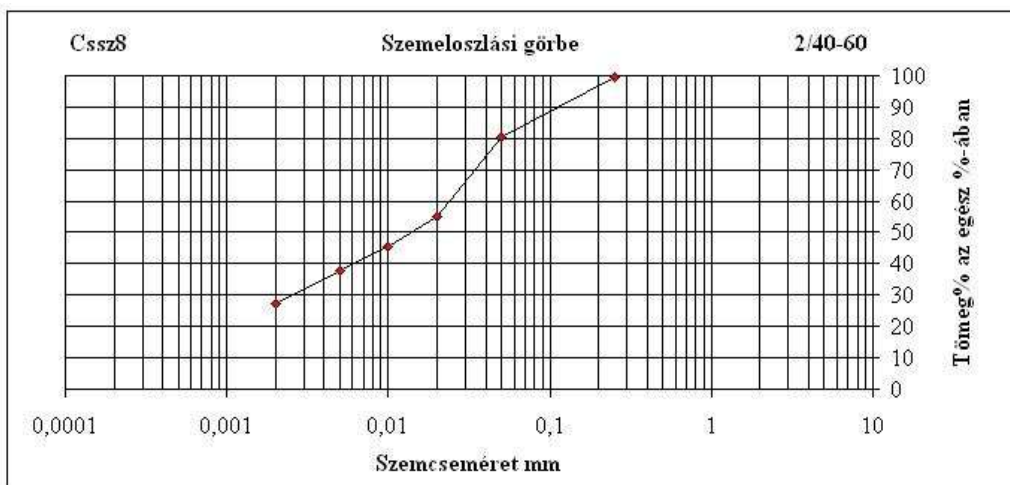
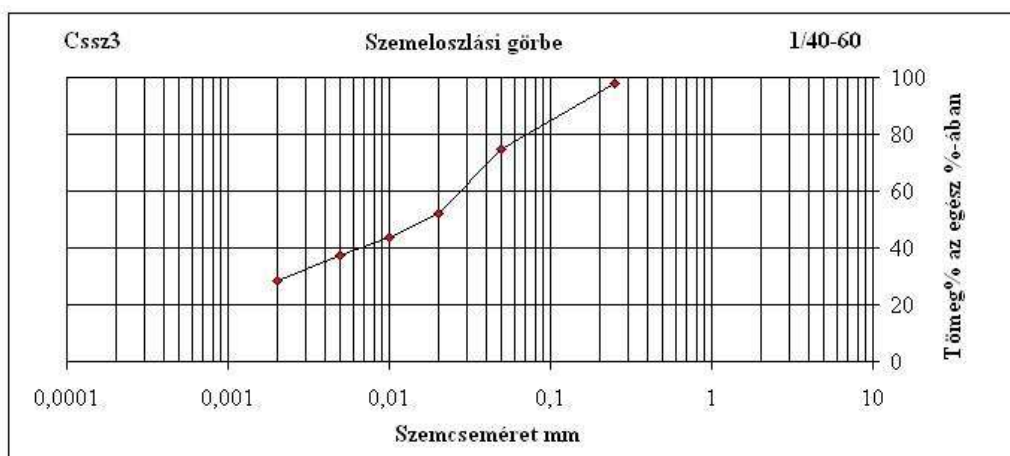


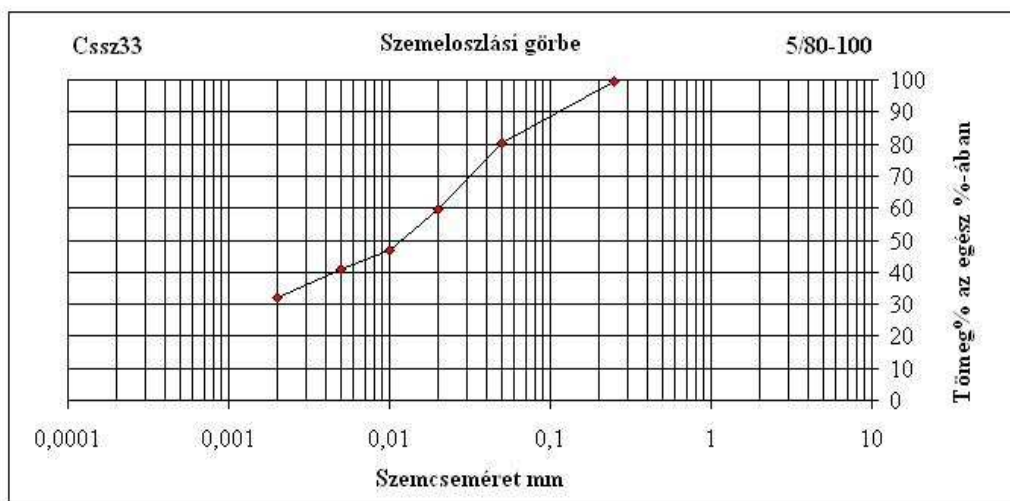
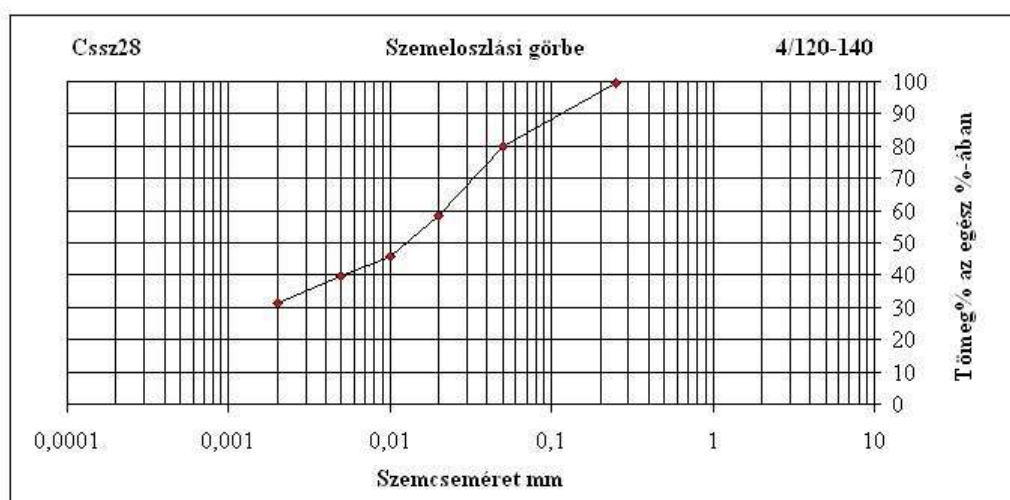
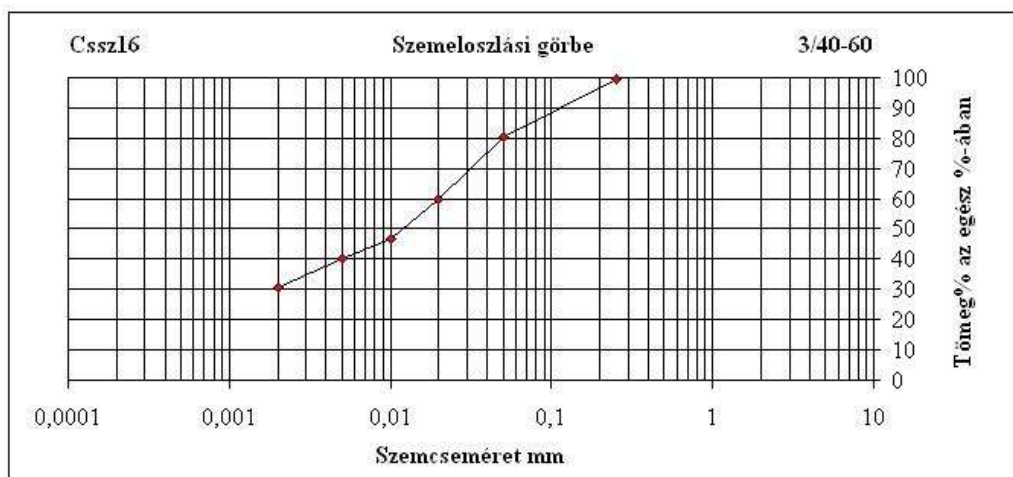
Helyszíni talajvizsgálati jegyzőkönyv										
Helyszín azonosítása: Tiszakécske-Kerekdomb				Helyszíni vizsgálat ideje: 2009. 06. 03.			Szelvény száma: 4 t (kontroll)			
Környezet leírása: az egykori Ős-Tisza magaspartja volt a terület, a csatorna jobb partjától 50 m-re vett talajfurat						Domborzat leírása: sík terület (mellette lejtő)				
Talajszelvény helye: EOY koordináta: x: 727917, y: 173049				Növényzet: fákkal benőtt mezsgye			Szelvény mélysége: 380 cm			
Humuszos réteg vastagsága: 150 cm		Karbonát megjelenés mélysége: 60 cm		Fenolftalein lúgosság megjelenési mélysége: 160 cm			Megütött talajvízszint mélysége: 373 cm		Nyugalmi talajvízszint mélysége: 353 cm	
A talajszelvény morfológiai leírása										
Genetikai szint jele	Genetikai szint mélysége (cm)	Szín	Fizikai talajféleség	Szerkezet	Karbonáttartalom (pezsgés erőssége)	Fenolftalein lúgosság	Kiválások	Gyökérzet	Átmenet	Egyéb észrevételek
A	0-150	sötét szürkés barna	finom homok	O	Ny	O	KEV F	KÖZ	É	-
A-B	150-180	világos barnás szürke	középszemű homok	O	K	Gy	-	O	F	-
B	180-265	világos szürke	középszemű homok	O	IE	Gy	-	O	É	-
C1	265-320	fakó sárga	vályog	O	IE	Gy	S F, R	O	É	-
C2	320-440	fakó sárga	homok	O	IE	Gy	-	O	D	-
C3	440-	fakó sárga	agyag	O	-	-	-	O	-	-
Talajtípus: Haplic Arenosol (WRB, 2006)										
Felvételező: Balog Kitti, Barta Károly										

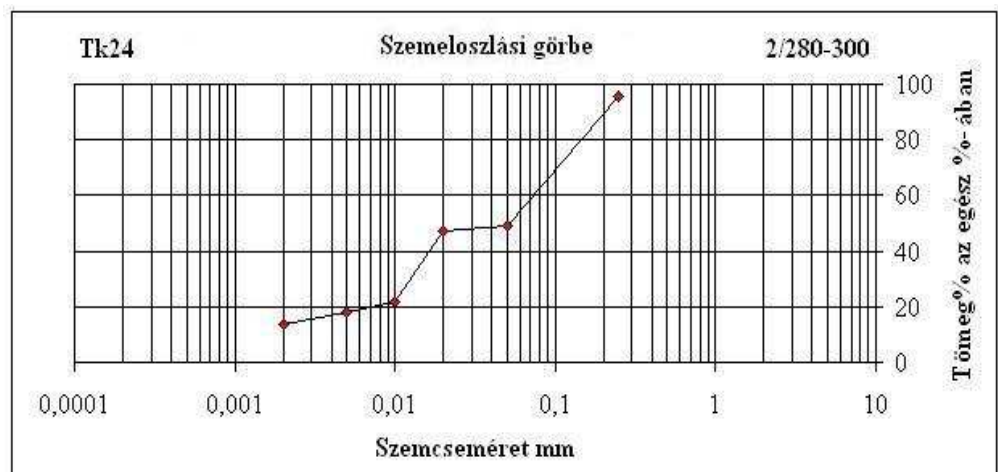
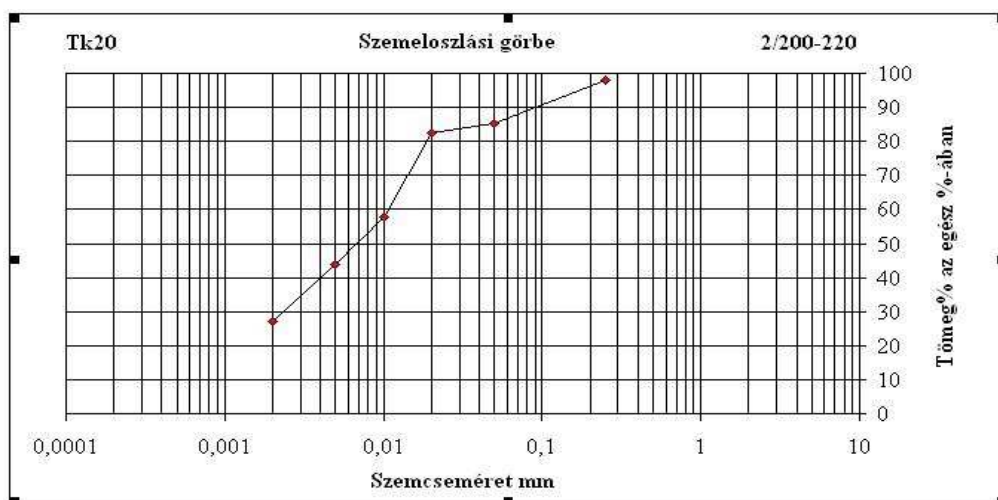
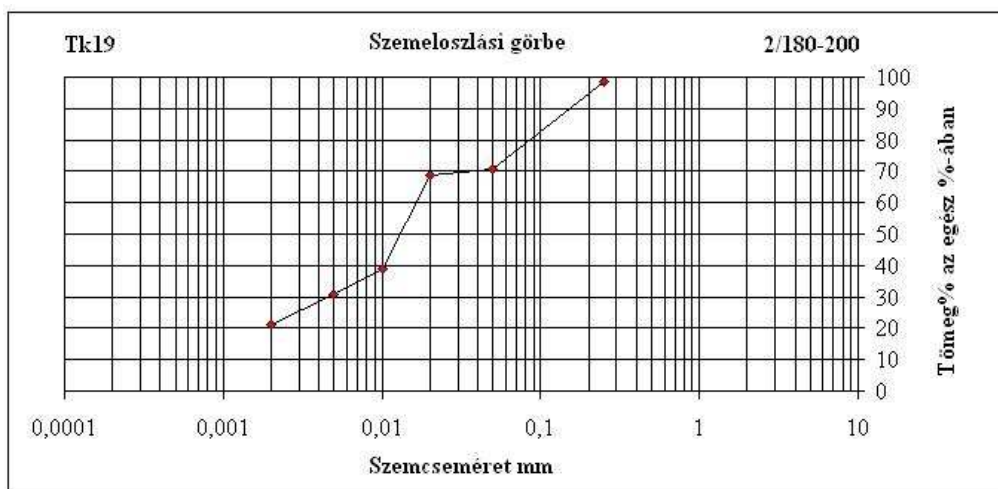


3. melléklet: A különböző talajtípusok szintenként kiválasztott talajmintáinak szemcseösszetételi vizsgálati eredményei (CH: Chernozem, PH: Phaeozem, AR: Arenosol)

Talaj-típus	Talaj-szint	Minta-szám	Arany-féle kötöttségi szám (K_A)	Textúra-típus	Szemcseeloszlási vizsgálati eredmények			
					agyag (%)	por (%)	homok (%)	Textúratípus
CH	A	1/40-60	44,4	agyagos vályog	28,34	23,80	47,86	homokos agyagos vályog
CH	A-B	2/40-60	46	agyagos vályog	27,39	27,55	45,06	homokos agyagos vályog
CH	B	3/40-60	45	agyagos vályog	30,78	28,88	40,34	agyagos vályog
PH	C	4/120-140	41,4	vályog	31,28	26,94	41,78	agyagos vályog
PH	B	5/80-100	50,4	agyag	31,86	27,99	40,15	agyagos vályog
AR	C	2/180-200	34,6	homokos vályog	21,15	47,55	31,30	vályog
AR	C	2/200-220	39	vályog	27,25	55,10	17,65	iszapos vályog
AR	C	2/280-300	30,2	homokos vályog	13,73	33,61	52,66	homokos vályog







4. melléklet: A különböző talajtípusok WRB (2006) besorolását segítő diagnosztikai paraméterek összefoglaló táblázatai

1. táblázat: A Chernozemek diagnosztikai paraméterei

CH	Arany-féle kötöttség		Munsell-féle színkód		CaCO ₃ %	Humusz-koncentráció %	szerves C-tartalom %	pH	Bázis-telítettség %
			száraz szín	nedves szín					
1/0-20	41,40	V	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/1	7,37	3,43	1,99	8,64	100,00
1/20-40	42,40	AV	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/1	8,43	3,14	1,82	8,80	100,00
1/40-60	44,40	AV	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/1	9,27	2,73	1,58	9,00	100,00
1/60-80	45,60	AV	2,5 Y 6/2	2,5 Y 3/2	18,12	1,30	0,75	9,04	100,00
1/80-100	41,20	V	2,5 Y 7/2	2,5 Y 4/3	24,23	1,60	0,93	9,13	100,00
2/0-20	41,40	V	2,5 Y 4/2	2,5 Y 2,5/1	6,74	3,69	2,14	8,59	100,00
2/20-40	45,40	AV	2,5 Y 4/2	2,5 Y 2,5/1	8,01	2,91	1,69	9,01	100,00
2/40-60	46,00	AV	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/1	14,33	2,79	1,62	9,09	100,00
2/60-80	46,20	AV	2,5 Y 6/2	2,5 Y 3/2	22,76	1,49	0,86	9,09	100,00
2/80-100	43,00	AV	2,5 Y 7/3	2,5 Y 5/6	26,46	0,77	0,45	9,20	100,00
2/100-120	40,00	V	2,5 Y 7/3	2,5 Y 5/6	31,08	0,52	0,30	9,23	100,00
2/120-140	41,50	V	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	31,08	0,49	0,28	9,19	100,00
2/140-160	40,50	V	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	25,20	0,54	0,31	9,06	100,00
3/0-20	37,00	V	2,5 Y 4/2	2,5 Y 2,5/1	3,15	4,04	2,34	8,54	100,00
3/20-40	40,00	V	2,5 Y 4/2	2,5 Y 2,5/1	6,72	3,16	1,83	8,86	100,00
3/40-60	45,00	AV	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/2	16,38	1,88	1,09	9,02	100,00
3/60-80	43,80	AV	2,5 Y 6/3	2,5 Y 4/4	23,52	1,27	0,74	9,16	100,00
3/80-100	42,40	AV	2,5 Y 6/3	2,5 Y 4/4	28,14	0,92	0,53	9,12	100,00
3/100-120	41,40	V	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	23,94	0,55	0,32	9,25	100,00
3/120-140	38,00	V	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	26,04	1,01	0,59	9,28	100,00
3/140-160	36,20	HV	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	32,76	0,43	0,25	9,23	100,00

HV: homokos vályog, V: vályog, AV: agyagos vályog

2. táblázat: A Phaeozemek diagnosztikai paraméterei

PH	Arany-féle kötöttség		Munsell-féle színkód		CaCO ₃ %	Humusz-koncentráció %	szerves C-tartalom %	pH	Bázis-telítettség %
			száraz szín	nedves szín					
4/0-20	38,60	V	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	2,52	3,94	2,29	7,88	99,50
4/20-40	34,80	HV	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	2,86	3,60	2,09	8,08	100,00
4/40-60	36,40	HV	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	7,56	2,63	1,52	8,48	100,00
4/60-80	43,20	AV	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/2	16,38	2,10	1,22	9,06	100,00
4/80-100	43,40	AV	2,5 Y 6/3	2,5 Y 4/4	18,90	1,60	0,93	9,77	100,00
4/100-120	36,00	HV	2,5 Y 6/3	2,5 Y 4/4	21,00	0,81	0,47	9,94	100,00
4/120-140	41,40	AV	2,5 Y 7/3	2,5 Y 6/4	24,36	0,55	0,32	10,01	100,00
5/0-20	35,00	HV	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	1,85	3,61	2,09	7,71	99,00
5/20-40	36,00	HV	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	2,10	3,20	1,86	8,30	100,00
5/40-60	42,00	V	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	8,82	2,56	1,48	8,80	100,00
5/60-80	46,80	AV	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/1	16,38	2,25	1,31	9,08	100,00
5/80-100	50,40	AV	2,5 Y 6/3	2,5 Y 4/4	22,26	1,24	0,72	9,35	100,00
5/100-120	47,00	AV	2,5 Y 6/3	2,5 Y 4/4	25,62	0,73	0,43	9,52	100,00
5/120-140	41,40	V	2,5 Y 7/3	2,5 Y 5/4	26,88	0,63	0,37	9,44	100,00
5/140-160	42,80	AV	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	23,94	0,57	0,33	9,40	100,00

HV: homokos vályog, V: vályog, AV: agyagos vályog

3. táblázat: Az Arenosolok diagnosztikai paraméterei

AR	Arany-féle kö-töttség		Munsell-féle színkód		CaCO ₃ %	Humusz-koncent-ráció %	szerves C-tartalom %	pH	Bázis-telítettség %
			száraz szín	nedves szín					
1/0-20	25,60	H	10YR 5/2	10YR 3/1	1,70	1,86	1,08	7,12	93,00
1/20-40	24,00	DH	10YR 5/2	10YR 3/1	1,70	1,45	0,84	7,51	98,00
1/40-60	22,00	DH	10YR 5/2	10YR 3/1	1,70	1,22	0,71	7,78	99,50
1/60-80	23,40	DH	10YR 5/2	10YR 3/1	2,30	0,84	0,49	8,41	100,00
1/80-100	22,40	DH	2,5 Y 7/2	2,5 Y 5/3	11,90	0,87	0,51	9,35	100,00
1/100-120	20,80	DH	2,5 Y 7/2	2,5 Y 5/3	17,00	0,80	0,46	9,63	100,00
1/120-140	20,80	DH	2,5 Y 7/2	2,5 Y 5/3	14,03	0,85	0,50	9,60	100,00
1/140-160	22,00	DH	2,5 Y 7/3	2,5 Y 6/4	10,20	0,80	0,46	9,48	100,00
1/160-180	22,20	DH	2,5 Y 7/3	2,5 Y 6/4	11,90	0,52	0,30	9,51	100,00
2/0-20	27,60	H	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/2	5,10	2,02	1,17	7,57	98,30
2/20-40	27,00	H	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/2	5,53	1,82	1,06	7,83	99,50
2/40-60	19,20	DH	10YR 4/2	10YR 3/1	1,49	1,09	0,63	7,66	98,80
2/60-80	19,20	DH	10YR 4/2	10YR 3/1	1,36	0,97	0,56	7,72	99,00
2/80-100	20,80	DH	10YR 5/2	10YR 4/2	5,10	0,46	0,27	8,04	100,00
2/100-120	22,40	DH	2,5 Y 6/3	10YR 4/3	6,04	0,30	0,17	8,24	100,00
2/120-140	20,00	DH	2,5 Y 6/3	10YR 4/3	13,60	0,20	0,11	8,66	100,00
2/140-160	28,00	H	2,5 Y 7/2	2,5 Y 6/3	15,30	0,13	0,08	8,63	100,00
2/160-180	29,20	H	2,5 Y 7/3	2,5 Y 6/4	14,03	0,18	0,10	8,69	100,00
2/180-200	37,20	V	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	16,15	0,15	0,09	8,83	100,00
2/200-220	39,00	V	2,5 Y 7/3	2,5 Y 6/4	14,88	0,39	0,23	8,87	100,00
2/220-240	20,20	DH	2,5 Y 7/3	2,5 Y 6/4	12,33	0,20	0,11	9,10	100,00
2/240-260	22,00	DH	2,5 Y 7/3	2,5 Y 5/4	8,93	0,08	0,05	9,33	100,00
2/260-280	22,00	DH	2,5 Y 7/3	2,5 Y 5/4	9,78	0,13	0,07	9,39	100,00
2/280-300	30,20	HV	2,5 Y 7/3	2,5 Y 5/4	19,13	0,30	0,17	8,46	100,00
3/0-20	25,00	H	10YR 5/2	10YR 3/1	0,43	1,57	0,91	7,47	97,80
3/20-40	26,20	H	10YR 4/2	10YR 2/1	0,43	1,31	0,76	7,47	97,80
3/40-60	22,80	DH	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	0,98	0,87	0,50	7,90	95,00
3/60-80	23,80	DH	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/2	8,08	0,88	0,51	8,14	100,00
3/80-100	22,00	DH	2,5 Y 7/2	2,5 Y 6/3	14,88	0,50	0,29	8,40	100,00
3/100-120	23,60	DH	2,5 Y 7/2	2,5 Y 6/3	12,31	0,53	0,31	8,51	100,00
4/0-20	25,40	H	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	0,41	1,90	1,10	7,41	97,50
4/20-40	28,00	H	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	0,41	1,86	1,08	7,31	95,00
4/40-60	25,80	H	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	0,41	1,55	0,90	7,47	97,80
4/60-80	21,20	DH	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	0,82	1,12	0,65	7,59	98,50
4/80-100	19,60	DH	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	1,23	0,86	0,50	7,96	99,90
4/100-120	21,00	DH	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	0,41	0,98	0,57	8,05	100,00
4/120-140	21,20	DH	2,5 Y 4/2	2,5 Y 3/1	0,82	0,76	0,44	8,24	100,00
4/140-160	22,80	DH	2,5 Y 5/2	2,5 Y 3/2	4,51	0,47	0,27	8,38	100,00
4/160-180	22,00	DH	2,5 Y 6/2	2,5 Y 4/2	8,21	0,66	0,38	8,48	100,00
4/180-200	22,20	DH	2,5 Y 7/2	2,5 Y 5/3	12,31	0,24	0,14	8,60	100,00
4/200-220	23,60	DH	2,5 Y 7/2	2,5 Y 5/3	11,08	0,19	0,11	8,88	100,00
4/220-240	21,60	DH	2,5 Y 7/2	2,5 Y 5/3	11,08	0,37	0,21	8,88	100,00
4/240-260	23,00	DH	2,5 Y 7/2	2,5 Y 5/3	10,26	0,40	0,23	8,88	100,00
4/260-280	21,00	DH	2,5 Y 7/3	2,5 Y 6/4	16,83	0,33	0,19	8,65	100,00
4/280-300	21,00	DH	2,5 Y 7/3	2,5 Y 6/4	16,83	0,34	0,20	8,56	100,00
4/300-320	32,40	HV	2,5 Y 7/3	2,5 Y 6/4	14,36	0,46	0,27	8,52	100,00
4/320-340	43,80	AV	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	11,49	0,59	0,34	8,47	100,00
4/340-360	46,00	AV	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	16,83	0,51	0,30	8,51	100,00
4/360-380	46,00	AV	2,5 Y 7/4	2,5 Y 5/6	11,49	0,55	0,32	8,55	100,00

DH: durva homok, H: homok, V: Vályog, AV: agyagos vályog

5. melléklet: A különböző talajtípusok WRB (2006) besorolása

(A WRB 2006 nemzetközi diagnosztikai talajosztályozási rendszer a CD-mellékletben megtekinthető!)

1. táblázat: A cserkeszőlői mintaterület felső csatornaszakasza mentén elhelyezkedő talaj (1 t-3 t) WRB (2006) rendszerbe való besorolása (FAO, 2006)

CHERNOZEMS		
Előtag	Kritériumok	Utótag
Voronie	rendelkezzen <u>mollic</u> ¹⁴ <u>szinttel</u> (nedves szín chroma értéke 2, vagy annál kisebb, ha a textúra homokos vályognál finomabb), legalább 20 cm-es mélységig, vagy közvetlenül a szántott réteg alatt ÉS	Anthric ¹⁵
Vermie		Glossie
Technie		Tephrie
Leptie		Sodie
Vertie	a felszíntől számított 200 cm-en belül calcic szint vagy másodlagos mészfelhalmozódás legyen jelen, mely a mollic szint aljától számított 50 cm-en belül jelentkezzen ÉS	Pachic ¹⁶
Endofluvie		Oxyaque
Endosalie		Greyie
Gleyie		Skeletic
Vitric	a bázistelítettség 50 % vagy több legyen a felszíntől a calcic horizont vagy másodlagos mészfelhalmozódási szint eléréséig ÉS	Arenie
Andie		Siltie
Stagnie		Clayie
Petrogypsie		Novie
Gypsie	ne rendelkezzen petrocalcic szinttel a szelvény 25-100 cm-es mélységében ÉS	
Petrodurie		
Durie	ne legyen másodlagos gipsz felhalmozódás ÉS	
Petrocalcic		
Calcic	ne legyenek fedetlen vályog és homok szemcsék a szerkezeti elemek felületén.	
Luvic		
Haplie		

A besorolás eredménye: 1 t: Luvic Orthicalcic¹⁹ Chernozem (Pachic),

2 t és 3 t (kontroll): Luvic Orthicalcic Chernozem (Anthric, Pachic).

¹⁴mollic szint: ennek a horizontnak keverés után vagy az ásványi talaj felső 20 cm-ére vonatkozólag rendelkeznie kell: jól fejlett prizmás szerkezettel és a Munsell színskála (Hue, Value és Chroma színkód) alapján nedves színe 3-nál kisebb chroma-val, maximum 3 value-val nedvesen, és maximum 5 value-val szárazon és szerves C-tartalma legalább 0,6 a horizont teljes vastagságában keverve és a bázistelítettség legalább 50 % átlagosan a szint teljes mélységében.

¹⁵ Anthric: anthric horizonttal rendelkezik. Anthric horizont: megfelel a mollic és umbric horizont összes szín-, struktúra- és szerves anyagbeli követelményének és az emberi zavarás egyértelmű jelei mutatkoznak rajta (talajművelés okozta talajmódosulás nyomai) és a művelt réteg alatt az állatjáratok aránya kisebb, mint 5 % és maga a horizont 20 cm vagy annál vastagabb kell legyen.

¹⁶ Pachic: minimum 50 cm vastagságú mollic vagy umbric szinttel rendelkezik.

¹⁷ Calcic: a talajfelszíntől számított 50-100 cm között a finom talajfrakcióban 15 % vagy ennél több CaCO₃-ot tartalmazó réteggel rendelkezik, melynek vastagsága legalább 15 cm.

¹⁸Luvic: argic szinttel rendelkezik, melynek kationcsera kapacitása nem kisebb, mint 24 cmol(+)/kg⁻¹ agyag és bázistelítettsége nem kisebb mint 50 % a felszíntől számított 100 cm-en belül.

argic szint: homokos vályog, vagy annál finomabb textúrával, és legalább 8 % agyagtartalommal rendelkezzen a finom frakcióban, és nagyobb agyag %-a legyen, mint a rajta fekvő durvább textúrájú rétegnek (ha a rajta fekvő réteg agyagtartalma 15 %-nál kisebb a finom frakcióban, akkor az argic horizontnak 3 %-kal több agyagot kell tartalmaznia), ennek a jelentős agyagtartalombeli különbségnek 15 cm-en belül kell mutatkoznia, az argic szinten fekvő rétegnek legalább 18 cm vastagnak kell lennie.

¹⁹Orthi- (specifikáló tag): a calcic szint a felszíntől számított 100 cm-es mélységben belül jelentkezik.

2. táblázat: A cserkeszőlői mintaterület alsó csatornaszakasza mentén elhelyezkedő talaj (4 t-5 t) WRB (2006) rendszerbe való besorolása (FAO, 2006)

PHAEOZEMS		
Előtag	Kritériumok	Utótag
Vermie	rendelkezik <u>mollic szinttel</u> ÉS	Anthric
Greyie		Albie
Technie	bázistelítettsége legalább 50 % a felszíntől számított 100 (vagy több) cm teljes mélységében vagy egy egybefüggő kőzetig vagy cementált rétegig, amely a felszínhez közelebb van, mint 100 cm, és ebben a mélységtartományban nem tartalmaz másodlagos mészfelhalmozódást ÉS	Abruptic ²⁰
Rendzie		Glossie
Leptie		Calcarie
Vertie		Tephrie
Endosalie		Sodie
Gleyie	<u>albic</u> ²¹ , <u>argic</u> , <u>cambic</u> ²² vagy <u>vertic</u> ²³ szinten kívül más diagnosztikai szintet nem tartalmaz.	Pachie
Vitric		Oxyaquie
Andie		Skeletic
Ferralie		Arenie
Stagnie		Siltie
Petrogypsie		Clayie
Petrodurie		Chromie
Durie		Novie
Petrocalcie		
Calcic		
Luvic		
Haplie		

A besorolás eredménye: 4 t: Luvic Calcic Phaeozem (Abruptic)

5 t (kontroll) Luvic Calcic Phaeozem (Anthric, Abruptic)

²⁰Abruptic: abrupt texturális váltással bír a felszíntől számított 100 cm-en belül. Az abrupt texturális váltás az agyagtartalom megduplázódását jelenti 7,5 cm-es vertikális távolságon belül, ha a rajta fekvő réteg 20 %-nál kevesebb agyagtartalommal rendelkezik, vagy 20 %-os abszolút agyagtartalom növekedés, ha a rajta fekvő réteg 20 %-nál több agyagot tartalmaz. Ebben az esetben az alsó horizont bizonyos részei legalább kétszeres agyagtartalommal kell rendelkezzenek, mint a felső horizont.

²¹albic: a talajfelszíntől számított 100 cm-en belül albic szinttel rendelkezik. Az albic szint száraz színe a Munsell színskála alapján 7-es vagy 8-as value-val és maximum 3-as chroma-val rendelkezik, vagy 5 vagy 6-os value mellett maximum 2-es chroma jellemzi, és nedves színe 6, 7 vagy 8-as value és maximum 4-es chroma, vagy 5-ös value és maximum 3-as chroma, vagy 4-es value és maximum 2-es chroma jellemző rá. Chroma 3 is megengedett, ha a talajképző kőzet 5YR vagy annál vörösebb színnel rendelkezik, és a chroma a fedetlen vályog vagy homok szemcsékhez köthetően jelenik meg és vastagsága legalább 1 cm.

²²cambic: a textúra homokos vályog vagy finomabb szemcséjű, és a talajszerkezet, ami legalább közepesen fejlett a szelvény térfogatának felét teszi ki, és sötétebb chromával és vörösebb hue-értékkel rendelkezik, vagy magasabb agyagtartalma van, mint az alatta fekvő szintnek, vagy a karbonátkimosódás jeleit mutatja. A cambic szintnek mindig kisebb a mésztartalma, mint az alatta fekvő szintnek, amely a mészkumuláció szintje és a kationcsere kapacitása nagyobb, mint 16 cmol (+) kg⁻¹ agyag és legalább 15 cm vastag.

²³vertic: a felszíntől számított 100 cm-en belül vertic szinttel vagy vertic tulajdonsággal rendelkezik. Vertic szint: a teljes megadott mélységtartományon belül 30 % vagy annál több agyagtartalma van és paralelepipedon struktúrájú aggregátumokkal bír és csúszási felületekkel jellemezhető, és vastagsága legalább 25 cm.

3. táblázat: A tiszakécske-kerekdombi mintaterület talajainak (1 t-4 t) WRB (2006) rendszerbe való besorolása (FAO, 2006)

ARENOSOLS		
Előtag	Kritérium	Utótag
Lamellic	textúrája (súlyozott átlag) a talajfelszíntől számított 100 cm-es mélységig vagy az 50 cm és 100 cm között megjelenő petroplinthic, pisoplinthic, plinthic, vagy salic szintek mélységéig vályogos homok, vagy durvább, és az annál finomabb textúrájú rétegek összesített vastagsága kevesebb, mint 15 cm; és	Ornithic
Hypoluvisc		Gypsic
Hyperalbic		Calcic
Albic		Tephric
Rubic		Hyposalic
Brunic	valamennyi rétegükben kevesebb, mint 40 térfogat % közettörmelék, vagy durva vázrész tartalmaznak a talajfelszíntől számított 100 cm-es mélységig, vagy az 50 cm és 100 cm között megjelenő petroplinthic, pisoplinthic, plinthic, vagy salic szintek mélységéig; és	Dystic
Hydrophobic		Eutric
Protic		Petrogleyic
Folic		Turbic
Technic	nincs fragic, irrigric, hortoc, plaggic vagy terric szintjük; és	Gelic
Endosalic	amennyiben andic vagy vitric tulajdonságú rétegek fordulnak elő, azok összesített vastagsága nem haladja meg a 15 cm-t.	Greyic
Endogleyic		Placic
Fractiplinthic		Hyperochric
Petroplinthic		Yermic
Pisoplinthic		Aridic
Plinthic		Transportic
Ferralic		Novic
Endostagnic		
Haplic ²⁴		

A besorolás eredménye: 1 t, Albic Arenosol

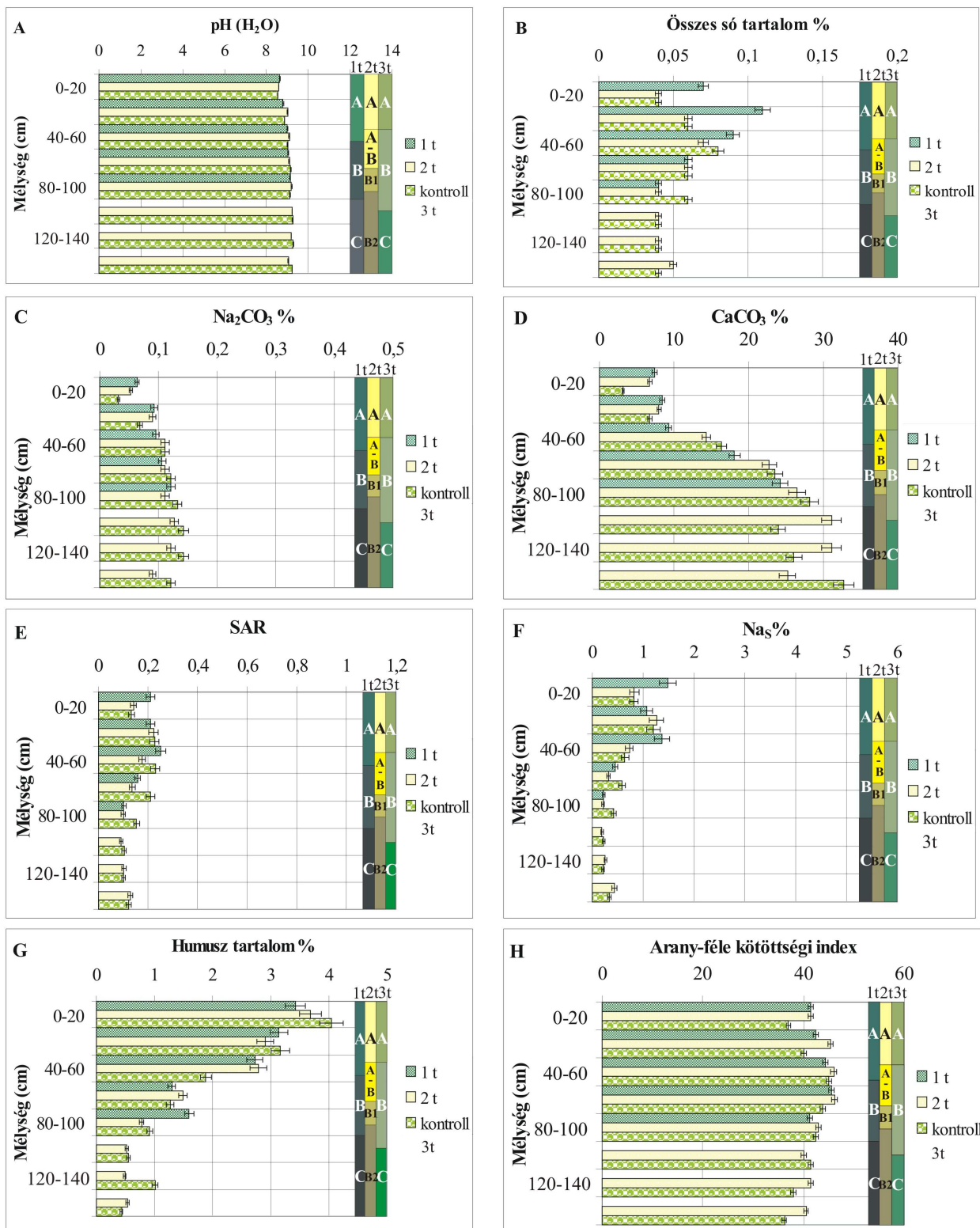
2 t, Albic Arenosol

3 t (control): Albic Arenosol,

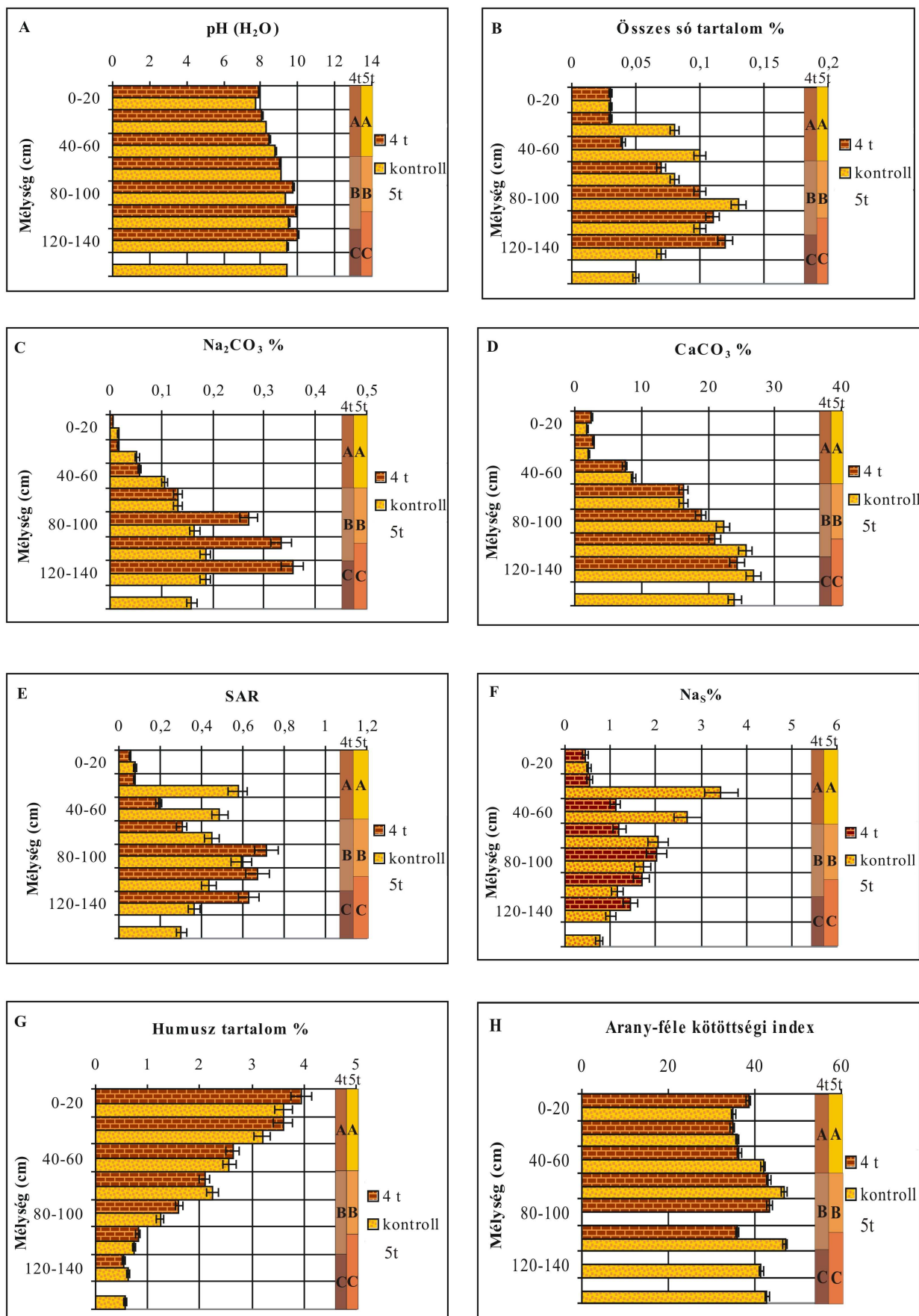
4 t (control): Haplic Arenosol

²⁴ Haplic: a talajreferencia csoport tipikus megjelenése, nincs más, rá jellemző előtag.

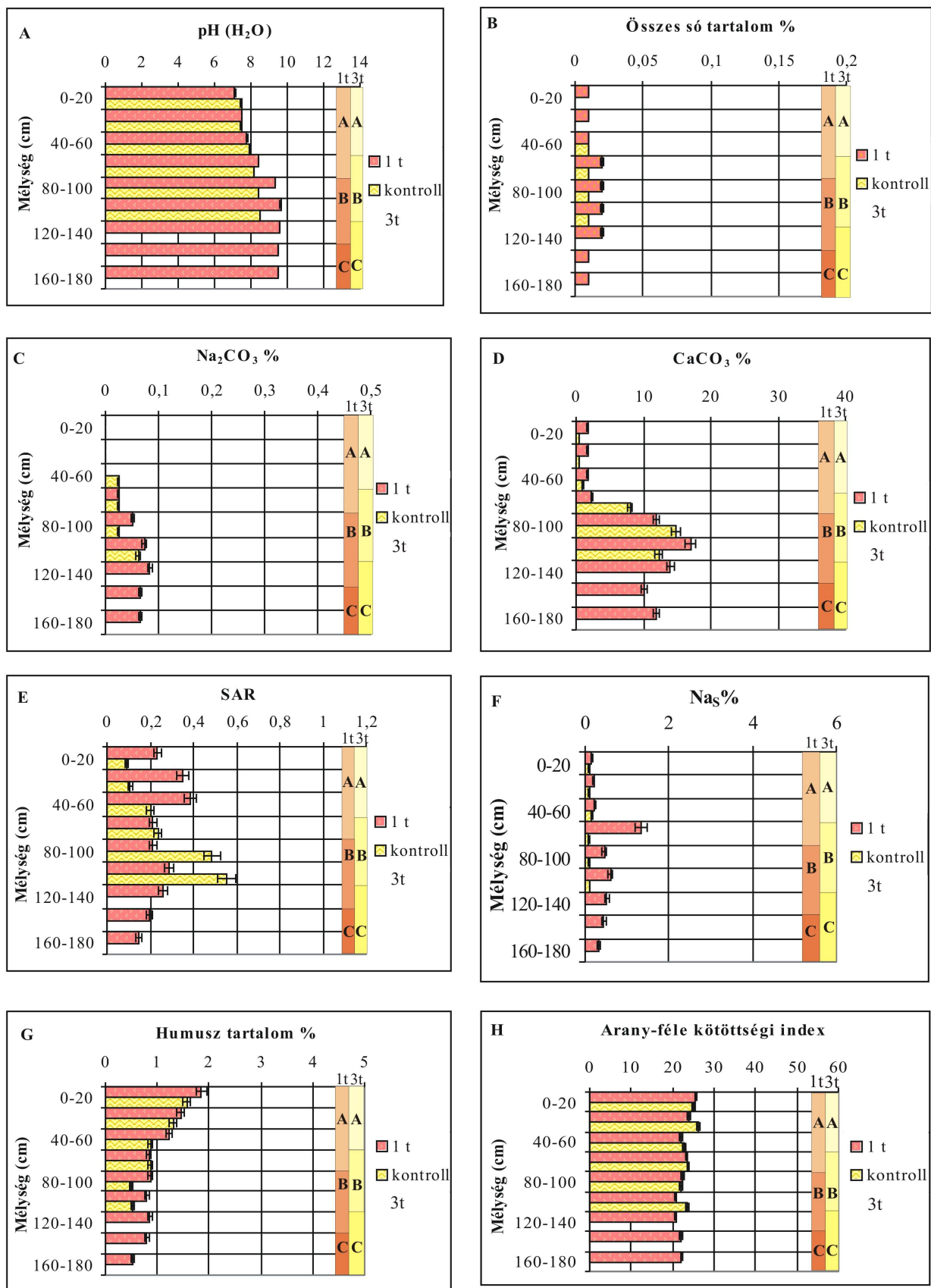
6. melléklet: A különböző talajtípusok szikesedési indikátorainak változása a csatornától való távolság függvényében



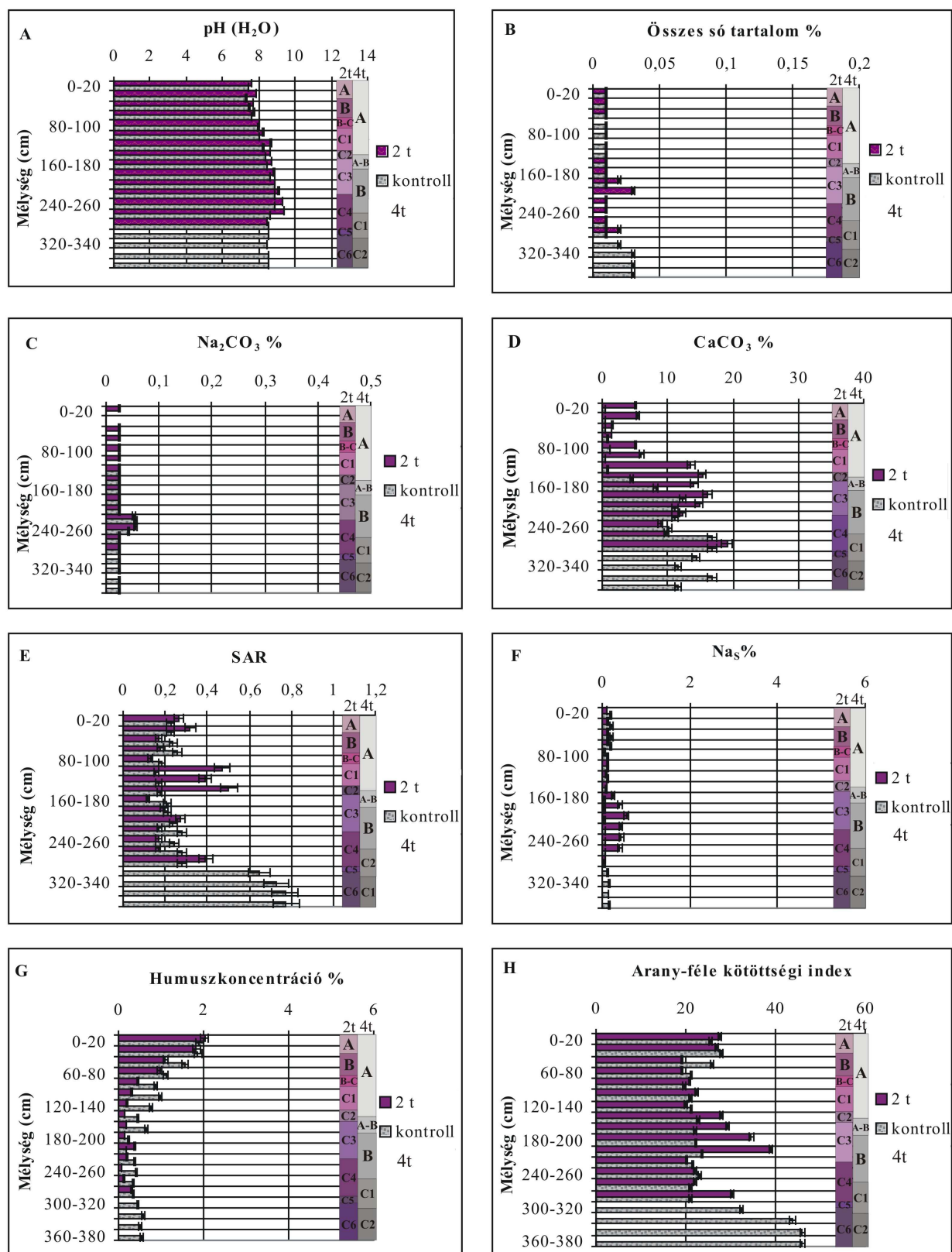
1. ábra: A Chernozem fő talajparaméterei. A: pH (H₂O), B: Összes sótartalom, C: Szóda tartalom, D: Mésztartalom, E: SAR, F: Na_s%, G: Humusz tartalom, H: Arany-féle kötöttség



2. ábra: A Phaeozem fő talajparaméterei. A: pH (H₂O), B: Összes só tartalom, C: Szóda tartalom, D: Mésztartalom, E: SAR, F: Na_s%, G: Humusz tartalom, H: Arany-féle kötöttség

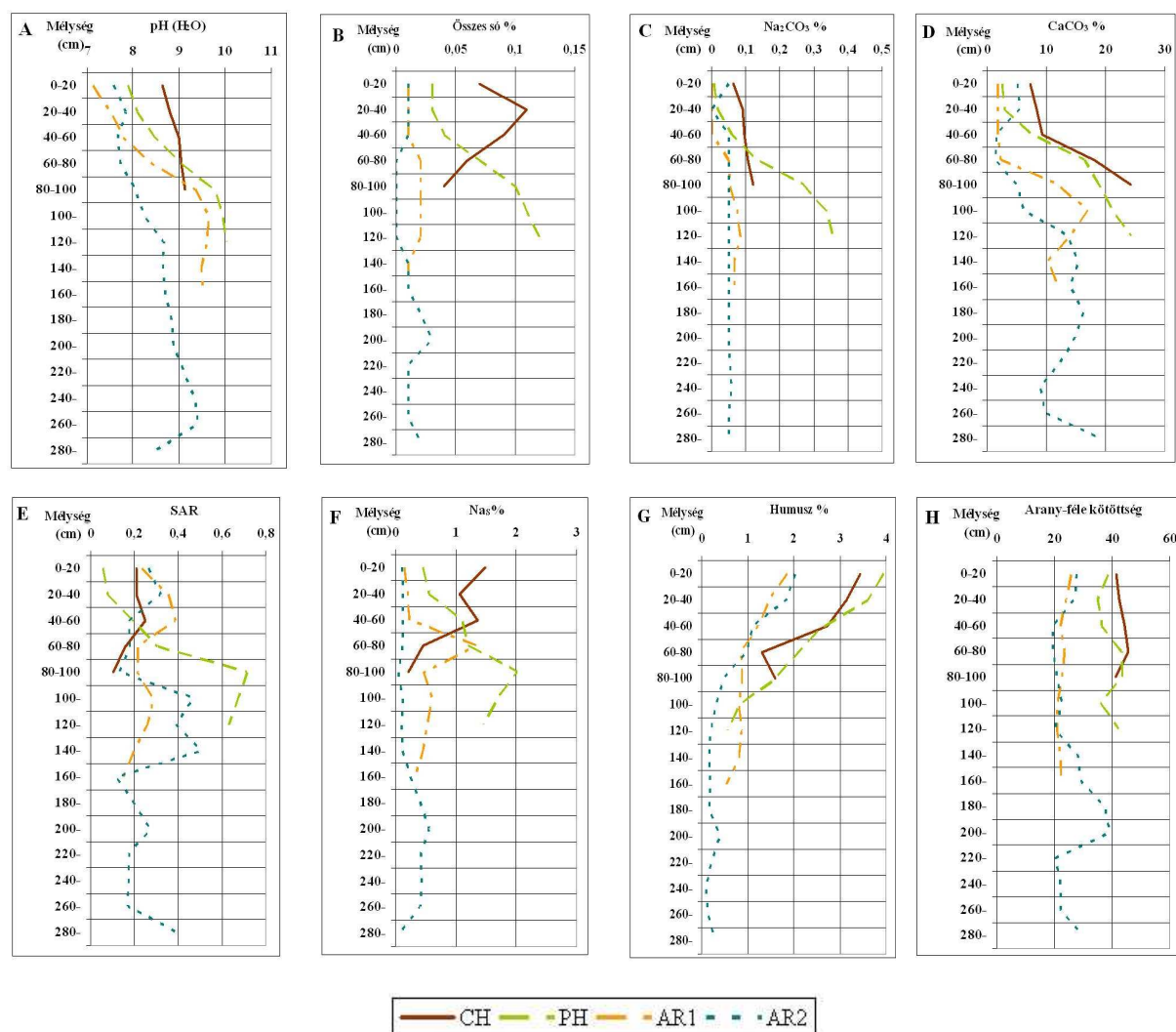


3. ábra: Az Arenosol1 fő talajparaméterei. A: pH (H₂O), B: Összes só tartalom, C: Szóda tartalom, D: Mész tartalom, E: SAR, F: Na_s %, G: Humusz tartalom, H: Arany-féle kötöttség



4. ábra: Az Arenosol2 fő talajparaméterei. A: pH (H₂O), B: Összes só tartalom, C: Szóda tartalom, D: Mésztartalom, E: SAR, F: Na_s%, G: Humusz tartalom, H: Arany-féle kötöttség

7. melléklet: A különböző talajtípusok főbb paramétereinek összehasonlítása



A vizsgált különböző talajtípusok csatornaközelben mért paramétereinek összehasonlítása, A: pH (H₂O), B: Összes sótartalom, C: Szóda tartalom, D: Mésztartalom, E: SAR, F: Na_s%, G: Humusz tartalom, H: Arany-féle kötöttség (CH: Chernozem, PH: Phaeozem, AR1: Arenosol felső szakasz, AR2: Arenosol alsó szakasz)

8. melléklet: Az adszorpciós izotermák 3 párhuzamos mérési eredményeinek összefoglaló táblázata (q: egységnyi talajtömegre jutó adszorbeált Na⁺ mennyiség, c_e: a Na⁺ egyensúlyi oldatkonzentrációja; a táblázat fejlécén minden esetben a kezelésben résztvevő kezdeti oldatkonzentrációk (c₀) szerepelnek mg/l mértékegységben, a második oszlopban pedig a kiválasztott A-, B-, és C-szinteket reprezentáló talajminták pontos mélységtartománya cm-ben)

1. mérőssorozat

CHERNOZEM		q (mg/kg)					
Minta-szám	1 t	200	400	500	600	800	1000
cssz1	0-20	-452,00	36,40	-126,00	452,60	710,00	1020,00
cssz4	60-80	-272,00	-342,00	70,00	1064,00	252,00	604,00
cssz5	80-100	-160,00	-102,00	400,00	1096,00	716,00	1034,00
PHAEOZEM		q (mg/kg)					
Minta-szám	4 t	200	400	500	600	800	1000
cssz22	0-20	324,40	202,00	460,00	642,00	1158,00	1414,00
cssz25	60-80	-772,00	-712,00	-286,00	-416,00	372,00	540,00
cssz28	120-140	-1596,00	-1650,00	-1540,00	-1370,00	-996,00	-520,00
ARENOSOL2		q (mg/kg)					
Minta-szám	2 t	200	400	500	600	800	1000
tk10	0-20	42,40	276,00	32,00	278,00	888,00	1064,00
tk12	40-60	14,00	56,00	240,00	420,00	-130,00	564,00
tk20	200-220	-212,00	176,00	464,00	668,00	572,00	1474,00

CHERNOZEM		c _e (mg/l)					
Minta-szám	1 t	200	400	500	600	800	1000
cssz1	0-20	222,60	398,18	506,30	577,37	764,50	949,00
cssz4	60-80	213,60	417,10	496,50	546,80	787,40	969,80
cssz5	80-100	208,00	405,10	480,00	545,20	764,20	948,30
PHAEOZEM		c _e (mg/l)					
Minta-szám	4 t	200	400	500	600	800	1000
cssz22	0-20	183,78	389,90	477,00	567,90	742,10	929,30
cssz25	60-80	238,60	435,60	514,30	620,80	781,40	973,00
cssz28	120-140	279,80	482,50	577,00	668,50	849,80	1026,00
ARENOSOL2		c _e (mg/l)					
Minta-szám	2 t	200	400	500	600	800	1000
tk10	0-20	197,88	386,20	498,40	586,10	755,60	946,80
tk12	40-60	199,30	397,20	488,00	579,00	806,50	971,80
tk20	200-220	210,60	391,20	476,80	566,60	771,40	926,30

2. mérőssorozat

CHERNOZEM		q (mg/kg)					
Minta-szám	1 t	200	400	500	600	800	1000
cssz1	0-20	-274,91	36,34	-57,19	108,60	476,00	42,00
cssz4	60-80	-264,36	-55,53	-248,55	54,00	264,00	610,60
cssz5	80-100	-105,87	-70,29	-194,00	-2,00	332,00	850,00

CHERNOZEM		c _e (mg/l)					
Minta-szám	1 t	200	400	500	600	800	1000
cssz1	0-20	213,75	398,18	502,86	594,57	776,20	997,90
cssz4	60-80	213,22	402,78	512,43	597,30	786,80	969,47
cssz5	80-100	205,29	403,51	509,70	600,10	783,40	957,50

PHAEOZEM		q (mg/kg)					
Minta-szám	4 t	200	400	500	600	800	1000
cssz22	0-20	262,53	418,99	496,14	374,00	420,00	1126,80
cssz25	60-80	-867,71	-501,18	-687,60	-670,00	-288,00	43,00
cssz28	120-140	-1786,77	-1481,78	-1108,43	-1748,00	-1308,00	-842,20
ARENOSOL2		q (mg/kg)					
Minta-szám	2 t	200	400	500	600	800	1000
tk10	0-20	175,54	411,88	174,24	359,20	624,00	682,80
tk12	40-60	147,85	239,12	71,10	-129,80	202,00	150,80
tk20	200-220	-69,20	244,63	376,00	300,00	670,00	1056,40

PHAEOZEM		c _e (mg/l)					
Minta-szám	4 t	200	400	500	600	800	1000
cssz22	0-20	186,87	379,05	475,19	581,30	779,00	943,66
cssz25	60-80	243,39	425,06	534,38	633,50	814,40	997,85
cssz28	120-140	289,34	474,09	555,42	687,40	865,40	1042,11
ARENOSOL2		c _e (mg/l)					
Minta-szám	2 t	200	400	500	600	800	1000
tk10	0-20	191,22	379,41	491,29	582,04	768,80	965,86
tk12	40-60	192,61	388,04	496,45	606,49	789,90	992,46
tk20	200-220	203,46	387,77	481,20	585,00	766,50	947,18

3. mérésorozat

CHERNOZEM		q (mg/kg)					
Minta-szám	1 t	200	400	500	600	800	1000
cssz1	0-20	-266,00	-122,00	12,12	302,14	382,00	1046,00
cssz4	60-80	-370,00	-210,00	-180,00	245,68	350,00	426,00
cssz5	80-100	-222,00	-70,00	109,76	487,95	252,00	1494,00
PHAEOZEM		q (mg/kg)					
Minta-szám	4 t	200	400	500	600	800	1000
cssz22	0-20	182,00	244,00	488,00	658,00	768,00	1542,00
cssz25	60-80	-750,00	-826,00	-672,00	-392,00	-66,00	572,00
cssz28	120-140	-1594,00	-1468,00	-1540,00	-1510,00	-1190,00	-360,00
ARENOSOL2		q (mg/kg)					
Minta-szám	2 t	200	400	500	600	800	1000
tk10	0-20	52,00	156,00	166,00	546,00	690,00	908,00
tk12	40-60	58,00	194,00	128,00	2,00	388,00	400,00
tk20	200-220	-62,00	234,00	398,00	662,00	774,00	892,00

CHERNOZEM		c _e (mg/l)					
Minta-szám	1 t	200	400	500	600	800	1000
cssz1	0-20	213,30	406,10	499,39	584,89	780,90	947,70
cssz4	60-80	218,50	410,50	509,00	587,72	782,50	978,70
cssz5	80-100	211,10	403,50	494,51	575,60	787,40	925,30
PHAEOZEM		c _e (mg/l)					
Minta-szám	4 t	200	400	500	600	800	1000
cssz22	0-20	190,90	387,80	475,60	567,10	761,60	922,90
cssz25	60-80	237,50	441,30	533,60	619,60	803,30	971,40
cssz28	120-140	279,70	473,40	577,00	675,50	859,50	1018,00
ARENOSOL2		c _e (mg/l)					
Minta-szám	2 t	200	400	500	600	800	1000
tk10	0-20	197,40	392,20	491,70	572,70	765,50	954,60
tk12	40-60	197,10	390,30	493,60	599,90	780,60	980,00
tk20	200-220	203,10	388,30	480,10	566,90	761,30	955,40

9. melléklet: A talajok pedotranszfer függvényekkel számolt fizikai paramétereinek összefoglaló táblázata

Mintaszám	Mélység (cm)	Térfogat- tömeg (g/cm ³)	Humusz %	k-tényező (cm/nap)	Differenciált pórustérfogat			Relatív levegő %	VKsz (tf%)	DV (tf%)	HV (tf%)	5 órás kapilláris vízemelés (mm)	vízvezető képesség	víztartó képesség
					P _g	P _{gk}	P _k							
Cssz 3 (1 t)	40-60	1,58	2,73	12,87	4,78	5,59	21,06	7,47	37,36	18,36	16,30	242,9	jó	jó
Cssz 8 (2 t)	40-60	1,58	2,79	13,15	4,27	6,28	21,26	6,20	37,88	18,37	16,61	247,8	jó	jó
Cssz 16 (3 t)	40-60	1,65	1,88	11,84	2,41	4,86	21,37	0,00	37,86	18,84	16,50	243,6	közepes-jó	jó
Cssz 28 (4 t)	120-140	1,67	0,55	12,45	2,86	5,17	22,30	0,73	37,84	19,69	15,54	270,2	közepes-jó	jó
Cssz33 (5 t)	8-100	1,66	1,24	12,26	2,77	4,92	21,67	0,63	37,87	19,20	16,21	247,8	közepes-jó	jó
Cssz 37 (6 t)	0-20	1,63	2,93	30,55	3,75	6,63	22,67	1,78	37,43	19,14	14,77	265,3	jó	jó
Cssz 42 (6 t)	100-120	1,67	0,81	12,00	2,15	4,49	20,87	0,00	38,15	18,79	17,27	223,3	közepes-jó	jó
Cssz 44 (6 t)	140-160	1,64	0,28	70,19	2,75	6,29	23,12	0,00	38,13	20,12	15,01	322,7	jó	jó
Tk 19 (2 t)	180-200	1,63	0,15	32,29	4,49	6,27	24,65	3,04	36,96	21,13	12,31	345,1	jó	jó
Tk 20 (2 t)	200-220	1,64	1,39	67,75	2,52	4,69	20,70	0,00	38,19	18,54	17,49	280,0	jó	jó
Tk 24 (2 t)	280-300	1,4	0,30	195,02	8,50	5,75	25,75	12,06	33,52	21,87	7,77	373,8	nagy	gyenge

10. melléklet: A Na^+ -transzport modellezés input adatai (Bővebb információ a CD mellékletben!)

1. táblázat: A cserkeszőlői csatorna alsó szakasza alatti 3 fázisú talajzónában megvalósuló Na^+ -transzport modellezése kapcsán felhasznált input adatok

Cserkeszőlő, Phaeozem	Scenáriók		
	"legjobb eset"	"legrosszabb eset"	"tényleges eset"
transzport szimuláció	Langmuir adszorpció	nincs adszorpció	Langmuir adszorpció
kezdeti nedvesség	egyenletes, állandó		
kezdeti koncentráció	egyenletes, állandó		
evapotranspiráció	nincs		
a szimuláció időtartama (nap)	3650		
víznyomás a csatorna felől (cm)	50	60	50
víznyomás a talajvíz felől (cm)	10	20	20
Na^+ -koncentráció a csatorna felől (mg/l)	428	450	428
Na^+ -koncentráció a talajvíz felől (mg/l)	600	650	634
a talajvízbe érkező Na^+ -koncentráció (mg/l)	0	450	428
talaj nedvességtartalom (tf %)	0,303		
talaj kezdet Na^+ -koncentráció (mg/l)	6		
a profil textúrája	agyagos vályog		
a profil vastagsága (cm)	60	50	50
hidraulikus vezetés a telítetlen zónában (cm/nap)	12,45		
porozitás (tf %)	0,311		
térfogattömeg	1,67		
k1 (Langmuir izoterma) (ml/g)	1,3	0	1,3
Q (Langmuir izoterma)	0,63	0	0,63

2. táblázat: A tiszakécske-kerekdombi csatorna alsó szakasza alatti 3 fázisú talajzónában megvalósuló Na^+ -transzport modellezése kapcsán felhasznált input adatok

Tiszakécske-Kerekdomb, Arenosol 2	Scenáriók		
	"legjobb eset"	"legrosszabb eset"	"tényleges eset"
transzport szimuláció	Langmuir adszorpció	nincs adszorpció	Langmuir adszorpció
kezdeti nedvesség	egyenletes, állandó		
kezdeti koncentráció	egyenletes, állandó		
evapotranspiráció	nincs		
a szimuláció időtartama (nap)	3650		
víznyomás a csatorna felől (cm)	10	50	25
víznyomás a talajvíz felől (cm)	10	20	10
Na^+ -koncentráció a csatorna felől (mg/l)	300	342	342
Na^+ -koncentráció a talajvíz felől (mg/l)	250	293	293
a talajvízbe érkező Na^+ -koncentráció(mg/l)	0	342	293
talaj nedvességtartalom (tf %)	0,25		
talaj kezdet Na^+ -koncentráció (mg/l)	0,85		
a profil textúrája 1	vályog		
a profil vastagsága (cm)	40		
hidraulikus vezetés a telítetlen zónában (cm/nap)	108		
porozitás (tf %)	0,31		
térfogattömeg	1,64		
k1 (Langmuir izoterma) (ml/g)	0,83	0	0,83
Q (Langmuir izoterma)	0,163	0	0,163
a profil textúrája 2	homok		
a profil vastagsága (cm)	70	50	60
hidraulikus vezetés a telítetlen zónában (cm/nap)	468		
porozitás (tf %)	0,4		
térfogattömeg	1,4		
k1 (Langmuir izoterma) (ml/g)	0,3	0	0,3
Q (Langmuir izoterma)	0,08	0	0,08