

SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
Természettudományi és Informatikai Kar
Földtudományok Doktori Iskola
Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

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

Ph.D. értekezés tézisei

BALOG KITTI

Témavezető:

Dr. M. Tóthné Dr. Farsang Andrea

Szeged, 2011

1. Előzmények, célkitűzések

Hazánk kedvező geotermikus adottságai miatt a hévízkitermelés fokozott az ország területének több mint 2/3-án. Felhasználás után a csurgalék termálvizek nagyobb hányadát nem táplálják vissza a felszín alatti hévízadó rétegbe, ezért azok nagy volumenben kerülnek szigetelés nélküli földmedrű csatornákon keresztül élővizeinkbe. A 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 környezetében ezért igen fontos a használt termálvíz által okozott hatások azonosítása, a hatásterület meghatározása.

Ennek érdekében első lépésként összefoglaló tanulmányban foglalkoztam a dél-alföldi használt hévizek jellemző szennyezőinek meghatározásával 25 termálvíz-felhasználó létesítmény 2003 és 2008 között készült felülvizsgálati és talajtani szakvéleményeinek adatai alapján (Szmektit Bt., Szeged). Ezek elemzése lehetőséget nyújtott a használt hévíz szikkadás által talajra és talajvízre kifejtett hatások átfogó jellemzésére. A vizsgált létesítmények közül két különböző hévízhasznosítással működőt (Cserkeszőlő: balneológia, Tiszakécske-Kerekdomb: energetika) részletesebb elemzés alá vettem. A mintaterületeken három különböző talajtípust különíttem el a WRB (2006) nemzetközi, diagnosztikai szemléletű talajosztályozási rendszer alapján (Chernozem, Phaeozem, Arenosol), így a szikkadás talajtani hatásait eltérő talajváltozatokon is vizsgálni tudtam.

Céлом volt a csatornában szikkadó csurgalék hévíz szikesítő hatás szempontú értékelése indikáló paramétereken keresztül (pH, összes sótartalom és ható sótartalom, ionösszetétel, Mg %, Na %, SAR-érték, szóda egyenérték). A beszivárgás által talajvízben előidézett, kémiai-fizikai paraméterekben megmutatózó változások, valamint a talajvízszintekre és -áramlásra tett befolyás is vizsgálatom tárgyát képezte. A talajok tekintetében a szikesedés rész-folyamatainak (lúgosodás, sófelhalmozódás, Na-os szikesedés) megjelenését kutattam. Laboratóriumi modellkísérlet keretein belül a talajdegradációban, szikesedésben jelentős szerepet játszó Na^+ -ra vonatkozó adszorpciót kívántam nyomon követni a különböző talajtípusok mederközeli szelvényeiben. A csatornából talajba szivárgó használt hévíz vertikális Na^+ -transzportjának prediktív, tíz éves időintervallumot átfogó modellezésével a talajvíz Na^+ -terhelésének megállapítására törekedtem. Kutatásom záró lépése a szikkadás által okozott változások geostatistikai analízissel való azonosítása, valamint a csatornák környezetében a hatásfolyamatok térbeli lehatárolása volt.

2. Anyag és módszer

2.1. Mintaterület

A Tiszazug kistájhoz tartozó Cserkeszőlő ideális mintaterületnek bizonyult a használt hévíz-szikkadás tanulmányozásához, hiszen a több mint 50 éve működő gyógyfürdő folyamatos csurgalékvíz utánpótlással látja el a szigetetlen csatornát. A domborzat kis relatív reliefe miatt a csatornához a felszíni hozzáfolyás csekély. A mintaterületen a talajtípusok is változatosan jelennek meg (Chernozem, Phaeozem).

A Pilis-Alpári homokháton fekvő tiszakécske-kerekdombi kertészet a csatornát csak időszakosan terheli csurgalék vizével, a felhasználás ugyanis csak télen fokozott. A termálvíz kihelyezés itt egy évtizedre tekint vissza. A területen Arenosol talajtípus jellemző.

Mindkét mintaterületen a csatornától néhány méterre már mezőgazdasági művelés folyik, így a talaj-talajvíz rendszerre ható hatásokon kívül a termékenységére vonatkozó megfigyeléseket is tehettem.

2.2. Mintavételi módszer

A kiválasztott vizsgálati területeken használt termálvíz, a csatornában folyó csurgalék hévíz, talajvíz és a csatorna különböző szakaszain, egyenes szegmensek mentén a medertől eltérő távolságokban talajminták vételére került sor. A talajmintákat minden esetben 20 cm-enként mintázva a megütött talajvíztükör szintjéig gyűjtöttem be. A mintázás Cserkeszőlőn 2008. őszén, Tiszakécske-Kerekdombon pedig 2009. nyarán történt.

2.3. Laboratóriumi módszerek

Laborban a szikesedést indikáló kémiai paramétereket és a szennyezésterjedést befolyásoló fizikai paramétereket határoztam meg. A pH mérése potenciometriás úton történt. Az összes sótartalom eredményeihez elektromos vezetőképesség méréssel jutottam. A talajminták karbonát tartalmát Scheibler-féle kalciméterrel mértem. A humusztartalmat bikromát jelenlétében, savas roncsolásos előkészítéssel, spektrofotometriás úton határoztam meg. A kation összetétel mérésére 1:20 talaj-oldat arányú ammónium-laktátos kivonatból Atomabszorpciós és Emissziós Lángfotométerrel, valamint 1:5 talaj-oldat arányú desztillált vizes kivonatból Induktív Csatorlású Plazma Optikai Emissziós Spektrométerrel egyaránt sor került. Ezen eredmények alapján számoltam ki a kationok egymáshoz viszonyított arányát kifejező szikesedési paramétereket (Na_s %, SAR-érték). Az anionok koncentrációnak, valamint a szódataralomnak a meghatározását kézi titrálással végeztem. A fizikai talajféleséget Arany-féle kötöttségi számmal fejeztem ki. A vizsgálat gyenge pontját jelentő nagy humusztartalommal vagy magas Na^+ -koncentrációval rendelkező talajminták eredményeit pipettás módszer alapján szerkesztett szemcseösszetéti görbe

segítségével pontosítottam. A porozitást bolygatatlan talajmintákból beszívárgásmérő készülékkel, csökkenő víznyomás módszerének alkalmazásával végeztem. A térfogattömeget gravimetriásan határoztam meg.

A Na^+ adszorpciós viselkedését és a talajok adszorpciós képességét szorpciós izotermákkal jellemeztem, amelyek adott hőmérsékleten a vizsgált komponens talajon megkötött mennyisége és egyensúlyi oldatkoncentrációja közötti kapcsolatot adják meg. A fizikai talajdegradáció és szikesedés szempontjából a megkötött Na^+ mennyisége kiemelt jelentőséggel bír. 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 csatornaközei talajminták 5 g-ját (m). Az így keletkezett szuszpenziókat három órán keresztül rázatással homogenizáltam, ezalatt beállt a talaj és a kísérleti oldat közötti adszorpciós egyensúly. Ezt követően a két fázis szétválasztása szűrőssel történt. Az így kapott szűrlet koncentrációja az egyensúlyi oldatkoncentráció (c_e). Ezen adatok ismeretében számoltam az egységnyi talajtömegre jutó adszorbeált Na^+ mennyiségét (q), az (1) képlet alapján.

$$q = (V/m) * (c_0 - c_e) \quad (1)$$

Az adszorpciós izotermák felvételéhez az egyensúlyi oldat mért Na^+ koncentrációját (c_e) ábrázoltam az egységnyi talajtömegben megkötött számolt Na^+ mennyiségének (q) függvényében. Az így kapott pontokra a (2) egyenlet alapján módosított Langmuir izotermákat illesztettem Microcal Origin 6.0 program segítségével.

$$Q = \left[\frac{a * k * c_e}{1 + k * c_e} \right] - e \quad (2)$$

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. Az adszorpciós izoterma egyenletéből, s a szerkesztett izotermaszakasz extrapolációjával számíthatók a vizsgált talajtípusok szintjeire vonatkozó adszorpciós paraméterek. A (3) differencia egyenlet a szerkesztett szorpciós izoterma első deriváltjaként az adott talajszintek Na^+ -ra vonatkozó pufferkapacitásainak (megoszlási hányados) értékét adja meg.

$$B = \frac{\partial q}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{a * k * x}{1 + k * x} \right] = \frac{a * k}{(1 + k * x)^2} \Big|_{x=c_e} \quad (3)$$

A „B” változó 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.

2.4. Modellezés

A mintaterületek talajvíz áramlási modelljeit a szintezés talajfelszín magasságot leíró eredményei és a talajfelszíntől számított nyugalmi talajvízszint

mélységek alapján a Surfer 8 program segítségével, krigeléses módszerrel hoztam létre.

A csatornameder alatti 3 fázisú szelvényrészben a talajvízszintig lejátszódó Na^+ -transzportot a WHI UnSat Suite Plus 2.2 szoftver VS2DT moduljával szerkesztettem meg. A modellezés során tíz éves időintervallum alatt három scenárió szerint állapítottam meg a beszivárgó víz által szállított Na^+ mozgását. A forgatókönyvek peremfeltételeit a talaj- és vízminták laboratóriumi mérési eredményei alapján a talajvíz Na^+ -terhelése szempontjából állítottam be.

1. „Legjobb eset” scenárió: azt az 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 Na^+ -adszorpció működik. A talajvíz szintje egész évben alacsonyan van, és kis Na^+ -tartalommal bír. A valós állapotot alábecsüli.

2. „Legrosszabb eset” scenárió: a legpesszimistább becslés, a talajvíz Na^+ -szennyezése szempontjából a legveszélyesebb szituációt veszi alapul. Egész évben egyenesen 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 beáplálásra. A valós állapot fölé becsül.

3. „Tényleges eset” scenárió: Ez az a modellbeállítás, amely a legjobban megközelíti a valós Na^+ -transzport viszonyokat. A mintázás időpontjában a vizsgált területről származó minták laboratóriumi mérési eredményeinek és terepi megfigyeléseknek a felhasználásával készült. A csatornameder alatti szelvény adszorpciós kapacitását is figyelembe veszi.

2.5. Geostatisztika

A dél-alföldi használt hévizek hatásait összegző munkámban a kapott termálvíz, felszíni víz, talajvíz és talaj adatok minimum, maximum, átlag és szórás értékeinek számítását követően azokat 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. 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, és milyen gyakorisággal. Azon komponenseket tekintettem jellemző szennyezőknek, melyek a vizsgált esetek 50 %-át meghaladó gyakorisággal mutattak határérték-túllépést.

A csatornából szikkadó használt hévíz hatására a talaj paramétereiben lejátszódó változások geostatistikai analízissel való alátámasztását a Cserkeszőlön mintázott Chernozem és Phaeozem talajok esetén mutattam be.

A statisztikai elemzés során az SPSS 12.0 programot használtam, melynek segítségével korreláció elemzést, főkomponens analízist és diszkriminancia analízist végeztem a célból, hogy azonosítsam a területen ható háttérfolyamatokat, valamint hogy térben elkülönítsem a csatorna hatása által érintett és nem érintett (kontroll) talajminták csoportjait.

3. Az eredmények összefoglalása

3.1. A dél-alföldi használt termálvizek hatásainak összegző elemzése

A vizsgálatba bevont dél-alföldi régió *használt hévizeiben* jellemző szennyezőként határozható meg az *ammónium*, az *As*, a *Hg* és az *Pb*, ezen felül a kationok között a Na^+ predominanciája is megfigyelhető. A csatornában szikkadó, *termálvíz, eredetű felszíni vízben* a magas *Na %* és az *ammónium* koncentrációja tekinthető környezeti szempontból kockázatosnak. A környező *talajvizekben* a *Hg* koncentráció mutat határérték-túllépést kiemelkedő gyakorisággal. Emellett a termálvízben és a felszíni vízben kockázatot jelentő fémek 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 megmutatókozó hasonlóság a talajvízre kifejtett termálvízhatást sejteti.

A *talajban* az *összes sótartalom*, valamint a *Mg_s%* haladja meg a szikesezési határkoncentrációt. A hatályos határértéket az esetek nagy számában csak a *pH-érték* lépte túl, néhány esetben pedig a termálvíz eredetű mikroelemek koncentrációja (Hg, As, Ni). Talajok esetén nagy gyakorisággal a *szikesezés részfolyamataival* összefüggő változók (összes sótartalom, Mg_s %, pH) jelentek meg a szennyezők között, melyek kapcsán sófelhalmozódás, fizikai degradáció és lúgosodás megjelenése valószínűsíthető.

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

3.2. A használt termálvíz hatása a talajvízre

A 25 mintaterület közül kettő esetén (Cserkeszölő, Tiszakécske-Kerekdomb) részletesebb vizsgálatokat végeztem, hogy a használt hévíz szikkadás kapcsán potenciálisan fellépő hatásokról információt nyerjek.

Megállapítottam, hogy a nagy Na^+ -*arány* mindkét mintaterületen (éppúgy, mint korábban bemutatott vizsgált dél-alföldi régióban) jellemző a *használt termálviz*ekben. Emiatt a *IV. öntözővíz minőségi osztály*ba sorolhatók, mely vizek öntözésre alkalmatlanok. Kémiai típusukat tekintve a cserkeszőlői használt hévíz a Na-Mg-HCO_3 , a tiszakécske-kerekdombi pedig a $\text{Na-HCO}_3\text{-Cl}$ kémiai típusba tartozik, ami szintén a Na-dominanciát támasztja alá. A fent említettek miatt *szikesítő hatás*uk kiemelt.

A nagy Na %-ú termálvízből Na^+ -ok a homokos mechanikai összetételű talajban nagy mennyiségben kerülhetnek a *talajvíz*be 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 leszároggni 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 talajok nagyobb mértékben képesek a Na^+ megkötésére, ezáltal a Na^+ -koncentráció növekedése a talajvízben nem 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 módosítják 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 talajvíz*re, ezáltal nő az összes sótartalom a meder közelében, így a felhalmozódási/szikesedési folyamatok kifejlődésének gyorsabb üteme várható, mint a felső szakaszon.

Azon csatornák esetén, amelyek állandó használt hévíz bevezetéssel rendelkeznek (pl. fürdőkhöz kapcsolódó csatornák) permanens hatásként írható le a *talajvíztükör szintjének növekedése*. A cserkeszőlői mintaterületen a „*kritikus talajvízszint*” fölé emelkedik 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”, mint ahogy a tiszakécske-kerekdombi mintaterületen sem, így a sófelhalmozódási folyamatok kifejlődése is kisebb valószínűséggel várható.

A fizikai hatások közé sorolható még a **hőhatás**, mely a balneológiai felhasználású, nagyobb hőmérsékletű szikkadó víz esetén nagyobb hőmérséklet-növekedést idézett elő a talajvízben, mint az energetikai hasznosítású termálvíz esetében.

A fentiek alapján a csatornában szikkadó hévíz a talajvízben olyan fizikai-kémiai változásokat hoz létre, melyek a természetben csak **emberi hatásra** jönnek létre. A gyenge minőségű termálvízzel és talajvízzel érintkezésbe lépő talajban a **szikessedés** részfolyamatainak megjelenése várható.

3.3. A használt termálvíz hatása a talajra

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

A mintaterületen található talajtípusokat besoroltam a 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 csatornától való távolság függvényében.

Az osztályozást megelőzően a szikkadás hatását tükröző, **szikessedéssel kapcsolatos** természetes (*natric*, *salic*) és antropogén eredetű (*hydragic*, *irragric*) **diagnosztikai szintek** elkülöníthetőségét vizsgáltam. Arra a következtetésre jutottam, hogy a **natric** és **salic** szintek nem voltak jelen a szelvényekben, mert az ezeket meghatározó szolonyecesedési és szoloncsákosodási folyamatok még csak kezdetlegesek voltak a mintaterületeken. Az emberi hatásra megnövekedett vízhatást jelző **hydragic** és **irragric** szinteket a várttal ellentétben szintén **nem voltak elkülöníthetők**, mert a kritériumnak megfelelő szintvastagság vagy textúrális kritériumok nem teljesültek.

A WRB (2006) rendszerbe besorolt mederközeli Luvic Orthicalcic **Chernozem** (Pachic) és Luvic Calcic **Phaeozem** (Abruptic) talajszelvényekhez képest a kontroll mintapont elnevezése **Anthric** utóminősítővel bővült, ami a talajművelés miatti **területhasznosítási különbségeket** tükrözi. A hasznosításon kívül diagnosztikai paraméterekben nem volt olyan mértékű eltérés, ami a csatornától távolodva a talajok eltérő besorolását indokolta volna. A tiszakécske-kerekdombi mintaterületen csak az alsó szakasz talajaiban volt tapasztalható diagnosztikai eltérés. A kontroll mintapont a tipikus **Arenosol** kritériumainak felel meg (**Haplic** Arenosol), a medermenti talaj (**Albic**

Arenosol) pedig rendelkezik egy világos színű felszín alatti *kilúgzási szint*tel, melyre a durvább textúra, és a szerkezetesség hiánya jellemző.

A cserkeszőlői mintaterületen a csatorna folyásirányának mentén, a felső és alsó csatornaszakasz melletti talajok, bár egymástól csupán 285 m-re helyezkednek el, más talajcsoportba sorolódnak (Chernozem-Phaeozem), mert az alsó szakaszon megnövekedett kilúgzás mutatkozik. Mindez utal a csatorna vízének hatására a talaj fejlődésében.

3.3.2. A használt hévíz szikkadás hatásainak értékelése a talaj szikese-dése szempontjából

A használt hévíz szikkadása kapcsán potenciálisan fellépő szikesedés értékelését a fő részfolyamatokat jellemző paraméterek alapján végeztem el. A lúgosodás indikátoraként szolgált a $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ és a szóda tartalom, a szoloncsákosodás az összes sótartalom (természetesen a szóda és mész szelvénybeli profiljaival együtt), a szolonyeceseedés pedig a $\text{Na}_s\%$ és a SAR-érték. A csatornák környéki mezőgazdasági termelés miatt fontos volt értékelni az agronómiai szempontokat is.

A cserkeszőlői vizsgálati terület felső csatornaszakaszánál mintázott *Chernozem* talajban a meder melletti és a kontroll pontban egyaránt megfigyelhető gyenge, Na-sók dominálta *sófelhalmozódás*, melynek mértéke a csatorna melletti szelvényben nagyobb, mint a kontrollban. 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 kontroll szelvény csupán talajvíz felől érkező sóinputjához képest 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. Mivel a kiáramlás miatt a mederközeli szelvény talajvízszintje közelebb van a felszínhez, mint a csatornától távolabbi szelvényeké, ezért a sófelhalmozódási szint is kisebb mélységben helyezkedik el, mint a kontroll pontban. A meder mellett a talaj Na^+ -koncentrációja a termálvízből származó Na^+ -ok hatására megnövekszik, ami közvetlenül növeli a $\text{Na}_s\%$ -ot és a SAR-értéket. A detektálható *Na^+ -feldúsulás* mértéke azonban nem közelíti meg a talajdegradációs szempontból káros határt. 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 Chernozemnél tapasztalt sófelhalmozódás mértékét. A sófelhalmozódás erőssége a Phaeozemek esetében nem függ egyértelműen a csatornától való távolságtól. A sófelhalmozódásban a meder közelében főleg a *Na-sók* szerepe emelhető ki, a

kontroll pontban pedig a Na- és Ca-sók együtt vesznek részt benne, ami inkább a talajvíz eredetre utal. 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 Phaeozem szelvény nem köti meg a beérkező Na^+ nagy részét, hanem a talajvízig engedi szivárogni azt, ami a mederközeli szelvény *talajvízének nagy Na %-át* eredményezi. Megállapítható, 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, a *kilúgás* nagyobb hangsúlyt kap, mint a nagyobb agyagtartalmú, tömöttebb szerkezetű talajok esetén. Ezért 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 érintenik a talajvíztükör közelében, vagy a beszivárgási mélység és a talajvíz ingadozási zónájának találkozásánál. Emiatt nem kell számolni a környező területeken termesztett növények termésnövekedésével, 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 szelvényre ható összes sóinput nagyobb volt, emellett *nem* volt *egységes a texturális felépítés*. A texturális váltások ugyanis elősegíthetik a nagy sótartalmú víz szelvényen belüli feltorlódását, betöményedését és a sókiválást. A *csatornából kiáramló* használt hévíz *sótöbbletet* 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 kapilláris áramlás hatására a csatorna környékén nagyobb sómaximum kisebb talajmélységben mutatkozik. Az itt élő vagy természetett 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 talajvíztükör szintjének „kritikus talajvízszint” fölé történő emelését tartom, ami a talajban a sófelhalmozódási folyamatok előmozdítója.
- A csatorna felső szakaszán a talajvíztükör szintje mindig magasabb, mint az alsó szakaszon, mert a csatorna lejtésének megteremtése miatt a folyásirányban a medrek mélyebben bevágódnak, ami meghatározza a talajvízszint mélységét is. A talajvízszintek pedig befolyásolják a sófelhalmozódás szintjét, ezért a felső szakaszokon kisebb mélységben található sóakkumuláció, 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 altalajában**. Ezt a hatást a termálvízből származó szódá, HCO₃⁻-többlet váltja ki.

3.3.3. A talajok ionösszetételének változásai a medertől való távolság tükrében

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 csatornaközélen 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 Mg²⁺-koncentráció detektálható a csatorna közelében, mint a kontroll pontban. Tehát a csatornamenti talajok esetén a **Mg²⁺ mobilizáció** a jellemző folyamat.

Az anionok között a Chernozem és Phaeozem talajok esetén a HCO_3^- játszik fontos szerepet. A Chernozem szelvényben 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 *CI* 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 iont eltávolítja a szelvényből. Arenosolok esetén az anionok között nincs domináns, az anionarány közel kiegyenlítettnek tekinthető.

A szelvényekben megfigyelhető ionmaximumok szintje a talajtípus szövege és szerkezete által meghatározott szivárgási tényezőnek, a koncentráció-növekmény mértéke pedig a talajtípus, valamint a talajvíz és termálvíz ionösszetételének a függvénye.

3.3.4. A talajszelvények Na^+ -adszorpciós viselkedése

A csatornában folyó csurgalékvízből talajba szivárgó Na^+ -koncentráció különböző talajtípusokban való megkötődését adszorpciós modellkísérlettel követtem nyomon. A megszerkesztett, 200-1000 mg/l kezdeti Na-oldatkonzentráció tartományra vonatkozó *adszorpciós izotermák* a Na^+ gyenge adszorpciója miatt közel lineárisak, így a telítési állapot nehezen definiálható. Az izotermákból extrapolációval számított adszorpciós paraméterek (maximális adszorpciós kapacitás, a mintázás időpontjában megkötött Na^+ koncentráció) ezért nagy hibával terheltek, csak becslésre alkalmasak.

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

Az adszorbeálható Na^+ -mennyiség szelvényen belüli, szintek között megmutatózó különbségei az adszorpciós izotermákon a szelvény szintenként eltérő *humusz-, agyag- és mészállapotán* kívül – ami az adszorpciós felület nagyságát és az *aktív helyek mennyiségét* határozza meg – az *eredeti Na^+ telítettségétől*, valamint az *adszorpciós egyensúlyi állandótól* is függnék. Az utóbbi két paraméter az izotermaillesztés során alkalmazott módosított Langmuir izotermákból számítható.

Az *adszorpciós határkoncentrációk* meghatározásával megadható az az egyensúlyi oldatkonzentráció, 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 talajoldat egyensúlyi Na^+ -koncentrációjával. Az adszorpciós izotermákról ez a paraméter is leolvasható, pontossága megegyezik az izotermaillesztés pontosságával, ami a

legtöbb esetben $0,7 < R^2$, tehát nagy pontosságú. Az adszorpciós határkoncentráció a Chernozem talaj esetén az A- és C-szintben 400 mg/l, a B-szintben pedig 577 mg/l. A Phaeozem adszorpciós határkoncentrációja a vizsgált koncentrációtartományon csak a B-szintben adható meg (800 mg/l), az A-szintben kisebb a modellkísérletben alkalmazott legkisebb Na^+ -koncentrációnál (200 mg/l), a C-szintben pedig nagyobb mint 1000 mg/l. Ugyanez az Arenosol szelvény A-szintjében 290, a B-szintjében 196, a C-szintjében pedig 295 mg/l koncentrációban határozható meg.

Ha a modellkísérlet eredményeit a természetes körülményekhez akarjuk adaptálni, akkor a talajszintek jellemző adszorpciós 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 adszorpciós folyamatokban, ami csökkenti a megkötődő Na^+ mennyiségét.

A talaj adszorpciós képessége fontos tényező a felszín alatti vizek védelmének szempontjából. A Phaeozem talajok esetén a kísérletben vizsgált koncentrációtartományon 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 szikessedés** útjára lépnének.

3.3.5. A csatornameder alatti háromfázisú talajzónában megvalósuló Na^+ -transzport modelljei

A csatornameder alatti háromfázisú talajzónában megvalósuló Na^+ -mozgás modelljeit 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 talajszelvény rész mennyire sikeres a Na^+ -terhelés talajvízbe jutásának gátlásában. Megadható, hogy adott időintervallum bizonyos kiválasztott időpontjaiban milyen mértékű **Na^+ -terhelés éri a talajvizet**. Meghatározható, hogy a mintázás időpontjától számítva **mennyi időn belül** lehet tényleges Na^+ -szennyezésre számítani a talajvíz esetén. A szelvényekben lejátszódó, mélység szerinti **adszorpciós és deszorpciós folyamatokra** szintén következtethetünk a modellből.

A vertikális, csatornameder alatti Na^+ -transzport „tényleges eset” modelljei alapján elmondható, hogy a Phaeozem esetén a talajvíz Na^+ -koncentrációja nagyobb, mint a csatornából talajba szivárgó vizé, 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 talaj 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 talajprofil 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 az esetben, hogy ha ez a szelvényben ez nem működne, 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 általajára is hatással lehet.

A talaj **adszorpciós határfoka** 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 kapillaris 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 Na-os szikesedés problémája, a *hosszú távú*, nagy Na %-kal rendelkező *használt hévizek kihelyezése* során viszont a talajba szivárgó, s az adszorpciós felületen felhalmozódó Na^+ nemcsak a *mederközei szelvények elszikesedésében*, hanem a *talajvíz Na^+ -terhelésében* is szerepet játszhat.

3.3.6. A használt hévíz szikkadás hatásainak 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 főkomponens*be rendeződött, melyek a teljes variancia 93,03 %-át képviselték. Ezek egyenként *egy-egy talajtani háttér folyamat*nak voltak megfeleltethetők, pl. szikesedés, Mg^{2+} -mobilizáció. A főkomponensek többváltozós terében *diszkriminancia analízis*t hajtottam végre. A kiszámolt *diszkriminancia függvény* ($D=0,65*FK4-0,45*FK1-0,28*FK3+0,18*FK2$) 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 diszkriminancia függvény jelzi, hogy az elkülönített háttér folyamatok milyen mértékben játszanak szerepet a mintacsoportok szétválogatásában. 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.

Összefoglalva a geostatistikai analízis eredményeit:

- a szikkadó termálvízben dominánsan jelenlevő Na^+ *ioncsere és adszorpciós folyamatai* zajlanak a talajban (Na^+ felhalmozódás);
- a szivárgásból származó *víz többlet ionmobilizáló és kilúgzó hatása* mutatható ki a meder közelében (Mg^{2+} -mobilizáció, Ca^{2+} mobilizáció, karbonát kioldás);
- 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.

3.3.7. A hatások térbeli lehatárolása

Az előzőekben említett *hatások térbeli* lehatárolásával kapcsolatban arra a következtetésre jutottam, hogy azok *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* (< 30-35 m) tekinthetők. A cserkeszőlői mintaterületen a csatornaközei 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 mederközei szelvényben figyelhető meg. A *homok* textúrájú, alacsony talajvízszinttel rendelkező szelvényekben a csatornából való beszivárgás során a *gravitációs víz-áramlás* 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 termásvíz talajvízre kifejtett *hőhatása* detektálható a csatornák környékén. A meder mellett a kontrollhoz képest több °C-kal megemelkedik a hőmérséklet minden egyes talajtípus esetén. Ha az átlagos talajhőmérséklet 14 °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.

Publikációk

Balog, K., Farsang, A., Puskás, I. 2011. 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*, 6/1, 229 – 240., IF: 0,606

Balog, K., Farsang, A., Czinkota, I. 2011. A használt hévíz szikkadásának talaj-degradációban betöltött szerepe, *Hidrológiai Közlöny*, 91/2, 55-60.

Balog, K., Farsang, A., Czinkota, I. 2011. Használt hévíz szikkadás hatására bekövetkező degradáció a talaj-talajvíz rendszerben alföldi mintaterületen, *Talajvédelem különszám*, in press

Balog, K., Farsang, A. 2010. The role of waste thermal water in the soil degradation, *EGU Conference 2010.*, Vienna, *Geophysical Research Abstracts* 12., EGU2010-4059, 2010, EGU General Assembly 2010

Balog, K. 2009. A használt termásvíz-szikkasztás talajtani és környezeti hatásai, In: Kiss, T. (szerk.) *Természetföldrajzi folyamatok és formák, Geográfus Doktoranduszok IX. Országos Konferenciájának Természetföldrajzos Tanulmányai*, 263-276.

Balog, K., Farsang, A. 2009. Használt termásvíz 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. 2009. Secondary salinization caused by used thermal water seeping, *IUSS Salinization Conference*, Budapest, Program and Presentations, 4.

Balog, K., Farsang, A. 2008. Thermal Water Exploitation and It's Environmental Risk in Hungary, *Eurosoil Conference 2008*, Vienna Poster, *Book of Abstracts*, 581.