

Doktori (PhD) értekezés

Barna Gyöngyi
Keszthely
2025



**FELÜLETAKTÍV ANYAGGAL ÉS BIOSZÉNNEEL
KEZELT TALAJOK FIZIKAI
TULAJDONSÁGAINAK MEGVÁLTOZÁSA**

Barna Gyöngyi
Keszthely
2025

A doktori iskola

megnevezése: Festetics Doktori Iskola

tudományága: Környezettudomány
vezetője: Dr. Anda Angéla
egyetemi tanár, MTA doktora
MATE, Agronómia Tanszék

Témavezetők: Dr. Csitári Gábor
egyetemi docens, PhD
MATE, Takarmányozástani és Takarmányozás-élettani
Tanszék

Dr. Makó András
tudományos tanácsadó, egyetemi tanár, MTA doktora
HUN-REN ATK Talajtani Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető(k) jóváhagyása

Tartalom

Bevezetés	6
Célkitűzések	9
Irodalmi összefoglaló	10
Kőolajszármazékok mozgása a talajban.....	10
A talajok víz- és olajvezető képességét befolyásoló tényezők.....	11
A talajok víz- olajvezető képességének mérése.....	17
A talajok légáteresztő képessége, és annak mérése	18
A talajok víz- és olajvezető képességének becslése	20
A talaj szerkezete	21
A talajok aggregátum stabilitását befolyásoló tényezők	23
A talajok aggregátum stabilitásának mérése.....	25
Felületaktív anyagok a talajokban	26
Bioszén a talajban	30
Anyag és Módszer	34
Tenzides vizsgálatok.....	34
Talajminták	34
Vizsgálatok	35
Bioszenes vizsgálatok.....	46
A vizsgált talajminta és az alkalmazott bioszén	46
A bioszenes kísérletben alkalmazott módszerek	46
Eredmények.....	51
A kationos felületaktív anyag hatása a talajtulajdonságokra	51
Ásványtani vizsgálatok.....	51
Adszorpció izotermák értékelése	52
A monomolekuláris tenzidborítottság talajfizikai hatásai	60
CT vizsgálat.....	60
Higroszkóposság vizsgálat.....	61
A mikroaggregátum stabilitás értékek.....	62
A makroaggregátum stabilitás vizsgálatok eredményei	63
Folyadékvezető képesség vizsgálatok.....	64
Bioszén kezelés hatása a talajtulajdonságokra.....	71
Aggregátumok méret szerinti eloszlása.....	71

Aggregátumok stabilitása	72
Higroszkóposság vizsgálat.....	76
Fajlagos felület mérések	80
Következtetések és javaslatok	85
A tenzides kezelés hatásai a talaj fizikai tulajdonságaira.....	85
A bioszenes kezelés hatása a talaj egyes fizikai tulajdonságaira	87
Új tudományos eredmények	89
Összefoglalás.....	91
Summary	93
Köszönetnyilvánítás	95
Felhasznált irodalom.....	96

Bevezetés

A talaj a földi élet alapja, (a víz mellett), és ezzel a talaj legfontosabb tulajdonságára, a termékenységére utalunk. Ezt a tulajdonságot nagyon könnyű egyes, meghatározott körülmények között jellemezni egy meghatározott helyen, adott időszakban, meghatározott agrotechnikával: egy adott növényvel elért termés alapján. Egy ilyen többszörösen meghatározott termékenység indikátor azonban nem terjeszhető ki sem időben, helyben, térben, és más növényre vonatkozóan sem. A talajtermékenység jellemzése ebből következően már nem olyan könnyű. Ezért foglalkoznak a talajkutatók évszázadok óta, párhuzamosan folytatva elméleti és gyakorlati vizsgálódásokat, a talaj termékenységével. Viszonylag korán jelentős sikereket értek el a tápelemekkel és a vízzel kapcsolatos kutatásokban, általánosabban agrokémiai, illetve talajkémiai és vízgazdálkodási, illetve talajfizikai vizsgálatokkal. Az elméleti és gyakorlati megközelítéseknek folyamatosan irányt szabott a gazdálkodók kielégíthetetlen kíváncsisága, vágya a termelés minőségi és mennyiségi javítására. A népesség növekedésével és a mezőgazdasági földhasználat tér- és időbeli kiterjedésével párhuzamosan a vizsgálatok felfedték a termékenység korlátjait, és - logikusan - a hosszú ideig végzett talajhasználat által okozott termékenységi problémákat. A talajkémiai és fizikai megközelítések mellett kifejlődött a talajbiológiai kutatási módszertan. A talaj szerkezete viszonylag későn került a figyelem középpontjába, a talaj műszaki használata és a szerkezetnek a termékenységben betöltött szerepe miatt, és bebizonyosodott, hogy a talaj szerkezetét a talajfizikai, talajkémiai és talajbiológiai folyamatok is befolyásolják.

A talajtermékenység vizsgálatával párhuzamosan folytak a termékenység növelésre irányuló kutatások is, a talaj természetes eredeti, majd később a használat által csökkentett termékenységének javítására és erre számos kémiai, fizikai, biológiai módszer került bevezetésre az évszázadok folyamán. A folyamatos használat és az ásványi erőforrások feltárásának, valamint az általánossá vált ipari termelésnek az elterjedésével egyre nagyobb területet érintett az ember által okozott talaj termékenység csökkenés, és párhuzamosan sajnos a szennyezés is. Ezek újabb és újabb termékenységet helyreállító, illetve növelő anyagok és eljárások használatát igényelték. Számos egyéb talajszennyező folyamat mellett az egyik legelterjedtebb az ásványi olajjal történő szennyezés.

A dolgozatban a talajtulajdonságok javítására az elmúlt évtizedekben bevezetett anyagok, úgymint az olajszennyezéssel érintett területek felületi feszültség csökkentésére alkalmas felületaktív anyag, valamint a leromlott talajszerkezet javítására szolgáló bioszén hatását vizsgálom.

A talaj egy bizonyos szintig képes kiszűrni a szennyező anyagokat (mezőgazdasági vagy egyéb pl. ipari eredetű szennyező anyagokat), amelyek tulajdonságai és koncentrációi révén potenciálisan veszélyesek a környezetre és/vagy az emberi egészségre. A talaj ezen szűrőfunkciója megakadályozza, hogy a veszélyes anyagok eljussanak a talajvízbe. E folyamat során az anyagok kiszűrődnek a beszivárgó vízből, és a talajban lévő szilárd fázisú felületeken (főleg talajkolloidokon: agyagásványokon, oxidokon, humuszanyagokon) megkötődnek. A pufferelési folyamat során a talaj tompítja az egyes szennyező anyagok káros hatását, pl. semlegesítheti a savanyító hatásokat is, megakadályozza a pH-csökkenést. A talajokba kerülő szennyező anyagok raktározódásának és megkötődésének mértékét a talaj tárolókapacitása határozza meg. Amint a talaj szűrő- és pufferkapacitását túllépi, a talaj „kibocsátja” a tárolt szennyező anyagokat, amelyek a talajvízbe kerülnek, vagy a növények felveszik azokat – és így bekerülhetnek a táplálékláncba. Az egyes talajok szűrő-, tároló- és pufferkapacitása nagymértékben eltér. Bizonyos körülmények között a szennyező anyagoknak hónapokba vagy évekbe telhet, mire a földfelszínről a talajvízbe jutnak. Más esetekben szinte közvetlenül a talajvízbe kerülhetnek. A talajtulajdonságok (és a kapcsolódó környezeti, pl. éghajlati, hidrológiai viszonyok) kölcsönhatásának megértése elengedhetetlen a talaj szűrő, tároló és pufferoló tulajdonságainak becsléséhez, valamint a talajvíz (és a kapcsolódó felszíni vizek) szennyezési potenciáljának meghatározásához egy adott helyzetben.

A talajszennyezés főként a szilárd és folyékony hulladékok talajba/talajra helyezéséből ered; az ipari vegyi hulladékok talajba juttatása; szennyvíziszap és komposzt alkalmazása anélkül, hogy akár a nehézfém, vagy akár a szerves szennyeződés tartalmával számolnának; bányászati tevékenység; szennyezett vízzel történő öntözés stb. A mezőgazdaságban használt vegyi anyagok, beleértve a műtrágyákat és növényvédő szereket, szintén lehetnek szennyezők. A balesetekből, haváriákból származó károsanyag kijutások, mint pl. a kőolaj-vezetékek vagy földalatti tartályok szivárgása a talajba jelentős környezetszennyezést okoznak. Gyakran a növényeken keresztül kerülnek be a szennyező anyagok az

élelmiszerláncba, azáltal, hogy a talajból vagy a légkörből megkötik, és ezek a szennyező anyagok a felhalmozódási folyamatok eredményeként gyakran visszafordíthatatlan károkat okoznak az egyes élőlényeknek vagy egész életközösségeknek.

Az elmúlt évtizedekben egyre nagyobb érdeklődés mutatkozik a különböző ipari melléktermékek, potenciális javító anyagok talajba juttatásának lehetőségei és korlátai iránt, hogy kihasználják a talaj szűrési, visszatartási, puffereelési, tározási, lebontási vagy épp a szennyező anyagok veszélyeinek egyéb módon történő enyhítésére való képességét. A talajok jelentős, de korlátozott kapacitással rendelkeznek a szennyező anyagok ártalmatlanná tételére. A talaj öntisztulási folyamatai magukban foglalják a fizikai transzportjelenségeket, valamint az összetett kémiai és mikrobiológiai kölcsönhatásokat, amelyek elsősorban a talaj felső rétegében zajlanak (MAKÓ et al., 2017).

Célkitűzések

Dolgozatomban arra kerestük a választ, hogy

I. mely talajtulajdonságok befolyásolják egy kationos felületaktív anyag megkötődését, és hogyan változnak meg a talaj egyes fizikai tulajdonságai egy kationos tenzid hatására. Feltételezésünk szerint a pórusrendszer változásával a talaj szerkezeti és hidrofizikai tulajdonságai módosulni fognak;

II. hogyan változnak meg egy kultúrnövény fejlődése során bioszén hozzáadására a talajok 1) vízgazdálkodási és 2) talajfizikai tulajdonságai. Feltételezésünk szerint a bioszén mennyiségének függvényében időben is változhatnak a talajtulajdonságok: a növekvő szervesanyag hozzáadásával kedvezőbbé válik a talaj szerkezeti állapota, illetve víz- és tápanyag-gazdálkodása.

Bemutatom, hogyan változik meg a talaj

I. 1) víz- és olajvezető képessége; 2) aggregátum stabilitása; 3) higroszkóposága egy kationos tenzid hatására;

II. 1) mikro- és makroaggregátum stabilitása; 2) aggregátum eloszlása; 3) telítési vízvezető képessége; 4) térfogattömege; 5) higroszkóposága; és 6) fajlagos felülete egy modell tenyészedény-kísérletben, a paprika növény egyes fejlődési szakaszai során bioszén kezelés hatására.

Irodalmi összefoglaló

Kőolajszármazékok mozgása a talajban

A kőolajszármazékok nagy része az ún. nem vizes fázisú folyadékok (*nonaqueous phase liquids*, NAPL) csoportjába sorolható. A víz sűrűségétől való eltérésük alapján megkülönböztethetünk a víznél kisebb sűrűségű (*light nonaqueous liquids* – LNAPL; pl. dízelolaj) és a nagyobb sűrűségű (*dense nonaqueous liquids* – DNAPL; pl. klórozott szénhidrogének) szerves folyadékokat. A környezetbe kikerülő és így a talajokat szennyező kőolajszármazékok talajba szivárgásának, illetve a talajvízzel történő vándorlásának becslésére számos matematikai modellt fejlesztettek ki (pl. PARKER et al., 1987; LENHARD et al., 1988; CARY et al., 1989; KALUARACHCHI & PARKER, 1989; FAUST et al., 1989; KUEPER & FRIND, 1991; SCHIEGG & SCHWILLE, 1991; PANTAZIDOU & SITAR, 1993; ESSAID et al., 1993; WEAVER et al., 1994; HEIJDE, 1994; POPE et al., 1999; JENSEN & FALTA, 2005; FAGERLUND, 2006). Ezekről részletesen bővebben MAKÓ (1995; 2012) közleményeiben olvashatunk. Valamennyi szennyezés terjedési modell lényeges beviteli paramétere a vizsgált talajréteg vízvezető képessége. *Hidraulikus vezetőképesség (telített vízvezető képesség; saturated hydraulic conductivity)* alatt a következőt értjük: vízzel telített talajmintán a víz átáramlásának sebessége, azaz egységnyi idő alatt, egységnyi mozgatóerő hatására egységnyi keresztmetszetű, vízzel telített talajon átszivárgott folyadék mennyisége.

Ez a paraméter jól jellemzi a talajok vízgazdálkodását és függ a szerkezeti állapottól, pórusviszonyoktól stb. Mivel a talajok olajvezető képességének *mérése* a gyakorlatban nehezen kivitelezhető, az olajszennyezés terjedési modellek általában a hidraulikus vezetőképesség felhasználásával *becslik* a talajrétegre jellemző olajvezető képességet, amely – az olajvisszatartó képesség mellett – döntően meghatározza a beszivárgott olajféleség terjedését. A talajok olajvisszatartó képességének méréséről, becsléséről HERNÁDI és munkatársai tanulmányaiban olvashatunk részletesebben (2013; 2014a; 2014b; 2017; 2020).

Sok esetben a modellek – mérési adatok hiányában – a hidraulikus vezetőképesség értékét egyszerűbben mérhető talajtulajdonságokból végzett becsléssel határozzák meg. Újabb kutatások szerint a talajok olajvezető képességének

becslésére – a hidraulikus vezetőképesség helyett – a légáteresztő képesség adatok is eredményesen használhatók (DUNAI et al., 2007).

A talajok víz- és olajvezető képességét befolyásoló tényezők

A vízvezetést, és így az olajvezetést is, a talaj és az átszivárgó folyadék tulajdonságai együttesen határozzák meg (KING & FRANZMEIER, 1981; HEAD, 1984; MAKÓ, 1995; HELMIG, 1997; DRAGUN, 1998; OOSTROM et al., 2003; NIEMI, 2005; FAGERLUND et al., 2006; WEIL & BRADY, 2017). A talajok hidraulikus vezetőképességét befolyásoló tényezők vizsgálatával bőséges szakirodalom foglalkozik.

A talajtulajdonságok közül a talajok *porozitás viszonyai* tekinthetők a legfontosabbnak, mégpedig elsősorban nem az összporozitás, hanem a pórusok méret szerinti megoszlása és térbeli elrendeződése (differenciált porozitás) (GARCIA-BENGOCHEA et al., 1979). A porozitásviszonyokat kialakító és befolyásoló talajparaméterek egy része az adott talaj esetében állandónak tekinthető (mechanikai összetétel, részecskék alakja és felszíne, ásványi összetétel), más része viszont időben változhat (folyadékkal való telítettség, szerkezet, tömődöttség, stb.) (BURDINE, 1953; SULEIMAN & RITCHIE, 2001).

A talajok folyadékáteresztő képességét a talajrészecskék *méret szerinti megoszlása* (mechanikai összetétele), különösképpen a finomabb részecskék aránya befolyásolja (JABRO, 1992; BENSON et al., 1994; ARYA et al., 1999). Minél kisebb a részecskék mérete, annál kisebb a közjük zárt pórusoké, így a csökkenő részecskemérettel csökken az áteresztő képesség is. GAL és munkatársai (1990) keveréksorokon végzett kísérleteikben igazolták az agyagtartalom növekedésének hidraulikus vezetőképességet csökkentő hatását. Kis mennyiségű agyag homok+por mintával történő keverése a keverék összetételű talajminta szerkezet-fellazulásán keresztül porozitás-, és hidraulikus vezetőképesség növekedést eredményezett.

A részecskék *alakja és felszíne* is befolyásolja a hidraulikus vezetőképességet. Minél nyújtottabb vagy szabálytalanabb a részecske alakja, annál kanyargósabb a folyadékáramlás útvonala. Minél érdesebb felszínű a részecske, annál nagyobb a súrlódás a folyadékok áramlása során. A folyadékáramlás sebességét és a hidraulikus vezetőképességet mindkét tényező csökkenti (HEAD, 1984).

Nehezebb mechanikai összetételű talajokban a részecskék *ásványi összetétele* is jelentős hatással lehet az áteresztő képességre (ANDERSON & BOUMA, 1973; BOUMA et al., 1979; KHAMEHCHIYAN et al., 2007). Egyrészt a táguló rétegrácsú agyagásványok duzzadásával jelentősen változhatnak a pórusviszonyok, másrészt a különböző ásványok különböző vastagságú adszorpciós folyadékártyákat alakítanak ki, miáltal megváltozik a talajokban a pórustér méret szerinti megoszlása, mivel a folyadékfázis egy része a folyadékártyák alakjában immobilá válik, a vezetésben résztvevő pórusok mennyisége pedig csökken (pl. PUCKETT et al., 1985). Ezzel magyarázható az a tapasztalat, hogy nagy agyagtartalmú talajokban az ásványi összetétel nagyobb hatással lehet az áteresztő képességre, mint a részecskék mérete, valamint hasonló a tapasztalat a nagy Na⁺-telítettségű talajok esetében is. Homokos vagy kavicsos talajokban az ásványi összetétel hatása az áteresztő képességre minimális (HEAD, 1984). Hasonló víztelítettségű és agyagtartalmú, de különböző agyagásvány összetételű minták hidraulikus vezetőképessége az alábbi sorrendben növekedett: szmektit (montmorillonit) < attapulgit < illit < kaolinit (MITCHELL, 1976).

Az eddigiekben felsorolt talajparaméterek adott talaj esetében közel állandónak tekinthetők. Ezzel szemben egyazon típusú talaj *tömődöttsége* tág határok közt változhat. A talajok nagyobb tömődöttsége elsősorban a nagyméretű, gravitációs pórusok csökkenését eredményezi, ezáltal hidraulikus vezetőképességük lényegesen csökken. Kiterjedt kutatások folynak e témakörben a különféle célból (pl. hulladéktárolók szigetelése) alkalmazott tömörített agyagszigetelésekkel kapcsolatban (MITCHELL et al., 1965; BOYNTON & DANIEL, 1985; SZABÓ, 1991, 1999; BENSON et al., 1994; RAHMAN et al., 2010).

A hidraulikus vezetőképesség a *vízzel teljesen telített* talaj permeabilitását, áteresztőképességét jelenti. Az esetlegesen a mintában maradó légbuborékok elzárják a részecskék közti "folyadékcsatornákat", ami által csökken a talaj áteresztő képessége. 85%-nál kisebb folyadéktelítettség esetén már feltételezhető, hogy összefüggő levegőfázis van a rendszerben. Ilyen feltételek között a Darcy-törvény nem érvényes. A gyakorlatban a hidraulikus vezetőképesség mérésekor a nagy agyagtartalmú és/vagy nagy Na⁺-tartalmú minták folyadékkal történő teljes telítése nehézséget okoz (akár több hétig eltarthat) (MITCHELL et al., 1965).

A talajok *természetes szerkezete* szorosan összefügg porozitásukkal és így folyadékáteresztő képességükkel is. A különféle humusz- és agyagkolloidok hatására kialakuló makro- és mikroaggregátumok növelik a talaj hidraulikus vezetőképességét.

Az eredeti szerkezetű talajokban található repedések, kiválások, szerves maradványok, gyökér- és állatjáratok hatására nagyságrendekkel térhetnek el az ugyanazon talajféleségen mért hidraulikus vezetőképesség értékek. Nagyobb mintaátmérő esetében a szerkezeti rendellenességek statisztikai valószínűsége, és ezért a mérhető hidraulikus vezetőképesség értéke is nagyobb (BOYNTON & DANIEL, 1985). Amennyiben légszáraz, ledarált és átszítált talajmintából készített mesterséges talajoszlopokon végeznek hidraulikus vezetőképesség méréseket, a természetes szerkezetből adódó heterogenitás hatása csökkenthető. A mesterséges talajoszlopokkal végzett mérések eredményei főként a talaj- vagy a folyadékparaméterek hatását tanulmányozó összehasonlító vizsgálatokban hasznosak. Ugyanakkor az eredmények abszolút értékben a szabadföldre nem adaptálhatók, mivel a mesterséges talajoszlopok általában nem jellemzik a talajok természetes porozitás viszonyait (FIREMAN, 1944; FODOR et al., 2009).

A talajokban a kevésbé aggregálódott, lazán kötődő ásványszemcsék vagy szerves alkotók a *hidraulikus gradiens* nagyságának függvényében az áramló folyadékkal együtt mozoghatnak (MITCHELL, 1976). Vándorlásukkal eltömíthetik a minta pórusait vagy éppen – kimosódva a mintából – növelhetik annak porozitását, melynek következményeként időben változhat a hidraulikus vezetőképesség. Agyagos talajokban az átszivárgó folyadék hatására bekövetkező diszperzió szintén elmozduló ásványszemcsék képződéséhez vezet. Amennyiben az agyagrészecskék kimosódnak, az agyaghártyájuktól megszabadult durvább szemcsék közti pórusokban a hidraulikus vezetőképesség megnő (ALPEROVITCH et al., 1985). A hidraulikus gradiens növekedésével nő a nagy duzzadó agyagásvány tartalmú és/vagy erősen Na⁺-telített talajok hidraulikus vezetőképessége. Ennek oka, hogy a növekvő hidraulikus gradiens hatására az erősen kötött, a vezetésben addig részt nem vevő folyadékfázis egyre nagyobb hányada mobilizálódik (VÁRALLYAY, 1972).

A hidraulikus vezetőképesség az átszivárgó *folyadékok minőségét* tekintve a folyadékok *fajlagos tömegével* egyenes, a (dinamikus) *viszkozitásával* pedig fordított arányosságot mutat (KOZENY, 1927). Ennek feltétele, hogy az áramló folyadék kémiaiilag nem változtatja meg a porózus közeget, illetve hogy a talaj ásványai és a folyadék közt semmiféle fizikai és kémiai kölcsönhatás nem alakul ki. Mivel a talajokban a részecskeméret csökkenésével, a fajlagos felület növekedésével a szilárd fázis-folyadék fázis kölcsönhatások erősödnek, az arányosság a durvább fizikai

féleségű talajokra nagyobb mértékben, az agyagfrakciót nagyobb mennyiségben tartalmazó talajokra pedig kisebb mértékben érvényesül (MITCHELL, 1976).

Szervetlen vegyületeket tartalmazó vizes oldatok agyagos talajokon történő átszivárgásakor a szervetlen savak és bázisok, a kicserélhető kationok minősége és koncentrációja módosíthatja a talaj hidraulikus vezetőképességét (YONG et al., 1992). A szerves savak - a szervetlen savakhoz hasonlóan - reagálnak a talaj karbonáttartalmával és szén-dioxidot szabadítanak fel. A reakció következtében akár meg is háromszorozódhat a talaj hidraulikus vezetőképessége. A különböző sókat tartalmazó oldatok beszivárgása az ionösszetételük és az elektromos vezetőképességük révén változtathatják meg a vízvezető-képességet (ALI et al., 2019; VIEIRA et al., 2025).

Az átszivárgó folyadék *hőmérsékletének* emelkedése a folyadék viszkozitásának csökkenését eredményezi. Különösen nagymértékű ez a viszkozitás csökkenés szerves folyadékok esetében. A mért hidraulikus vezetőképességet általában standard hőmérsékletre korrigálják, melynek elfogadott értéke laboratóriumban 20 °C, szabadföldön 10 °C (HEAD, 1984). A hőmérséklet a folyadékokban oldott gázok mennyiségén keresztül is hat a hidraulikus vezetőképességre. A hőmérséklet növekedése következtében az áramló folyadék a részben telített talaj levegőtartalmának egy részét is oldja, vagy a kisebb hőmérsékleten a beoldódás csökken és növekszik a gázfázis aránya. A gázfázis térfogatának változásával pedig változik a minta hidraulikus vezetőképessége is (HILLEL, 1971).

A nem vizes fázisú szerves folyadékok nagy agyagtartalmú talajok folyadékvezető képességére kifejtett hatását AMOOZEGAR et al. (1986), SCHRAMM et al. (1986), BROWN & THOMAS (1987), GERSTL et al. (1994), GRABER & MINGERLIN (1994) és JARSÖ et al. (1997) tanulmányozták. A laboratóriumi mérések szerint a talajok folyadékvezető képessége rendszerint a különböző szilárd fázis-folyadék fázis kölcsönhatások függvénye. Az apoláros szerves folyadékokkal telített nagy agyagtartalmú talajok apoláros szerves folyadékokkal mért folyadékvezető képessége általában jóval nagyobb, mint a víztelített talajok vízzel mért hasonló értéke. Bár az egyes szerzők véleménye nem egységes abban, hogy a nagyfokú vezetőképesség-növekedés pontosan mivel magyarázható (CONCAWE, 1979), azt valamennyien megállapítják, hogy a folyadékvezető képesség változása a legszorosabb összefüggést a folyadékok *dielektromos állandójával* mutatja (GILLIGAN & CLEMENCE, 1984; 14

FERNANDEZ & QUIGLEY, 1985; UPPOT & STEPHENSON, 1989; BUDHU et al., 1991). A legtöbb NAPL dielektromos állandójának értéke kisebb a víz dielektromos állandójánál. Így a szilárd részecskék közötti térbe bejutó NAPL kiszorítja a vizet és az ionokat ebből a térből, és eközben a szomszédos részecskék között szigetelő anyagként viselkedik. Az ionhiány és a szigetelő hatás együttes eredményeként a részecskék közötti tér mérete jelentősen csökken, amelynek következtében repedések és törések keletkeznek, melyek kitöltik azt a teret, melyet korábban a szilárd alkotórészek foglaltak el. Ezek az újonnan keletkezett makropórusok nagyobb áramlási csatornákat nyitnak a szerves folyadékok számára, és egyben jelentős mértékű folyadékvezető képesség növekedést eredményeznek. Más magyarázat szerint a NAPL-ek a részecskék felületén kialakuló diffúz kettős rétegre hatnak. Ezen kettős réteg vastagságának csökkenése az agyag zsugorodását, végső soron pedig a folyadékvezető képesség nagymértékű növekedését okozza. A tárgyalt fizikai folyamatok reverzibilisek; ha víz jut vissza a részecskék közötti térbe és lecseréli a NAPL-t, a folyadékvezető képesség ennek eredményeként újra lecsökken. A részecskék közötti térben a szerves folyadékok által okozott változások nagyon különbözőek lehetnek olyan kötött talajokon, melyek nagy mennyiségű szerkezetstabilizáló „kötőanyagot” tartalmaznak. Ilyen anyagok például a szervesanyagok, a mész, vas- és alumínium-oxidok és -hidroxidok lehetnek.

Szennyezés esetén a telített talajok pórusteret többféle, egymással különbözőképpen elegyedő folyadék tölthetik ki. Amennyiben két vagy több fázis van egyidejűleg a talajban, azok a pórusterekért versengenek (KESSLER & RUBIN, 1987). Ennek eredményeként a permeabilitás mindegyik fázisra nézve kisebb lesz, mint a valódi permeabilitás egy fázis esetében. Ez vezet a relatív permeabilitás fogalmához, melyet úgy definiálunk, mint az adott fázis adott folyadéktelítettségű permeabilitásának és a valódi permeabilitásnak az arányát:

$$k_{ri} = \frac{k_i}{k}, 0 \leq k_i \leq k \quad \text{és} \quad 0 \leq k_{ri} \leq 1 \quad (1.)$$

ahol: k_{ri} az i ($i = a, o, w$) fázis relatív permeabilitása, k_i az i ($i = a, o, w$) fázis effektív permeabilitása, k a valódi permeabilitás.

Nem elegyedő folyadékokat tartalmazó talajok átteresztőképessége az adott folyadékokra nézve a talaj adott folyadékokra vonatkozó telítettségének a függvénye (PALMER & JOHNSON, 1989; TESTA & PACZKOWSKI, 1989; TESTA & WINEGARDNER,

1991). A relatív permeabilitás függvény alakja az adott porózus közeg (talaj) jellemzője és függ attól is, hogy az adott fázis nedvesítő, vagy nem-nedvesítő az adott rendszerben.

Szerves folyadékok esetében fontos különbséget tenni a folyadékokkal történő telítés kiindulási körülményei közt. Légszáraz, agyagban gazdag talajminta szerves folyadékkal történő telítése az előzőekben leírt jelentős szerves folyadék vezetőképesség növekedést okoz. A folyadékvezető képesség és a dielektromos állandó között fordított az arányosság. Ha viszont a talaj vízzel telített és később érintkezik szerves folyadékkal, a szerves folyadék átszivárgása annál gyorsabb, minél nagyobb a folyadék dielektromos állandója, vagyis minél kevésbé hidrofób a folyadék (YONG et al., 1992).

Magyarországon a Georgikon Karon az 1990-es évek közepétől indultak el a szerves folyadék vezetőképesség vizsgálatára irányuló kutatások (MAKÓ, 1995a, 1995b; 1997; MAKÓ et al., 2009). Különböző ásványi örlemény- és talajmintákon, valamint ezekből előállított keveréksorozatok mintáin mérték a hidraulikus és szerves folyadék vezetőképességet desztillált vízzel, kerozinnal, gázolajjal és kőolajjal. Méréseiket üveghengerekbe töltött *mesterséges talajoszlopokon* végezték a csökkenő folyadéknomás módszerével. Tapasztalataik szerint a szerkezet nélküli talajokban a szerves folyadékokkal telített nagy agyagtartalmú talajok szerves folyadékokkal mért vezetőképessége – az agyagszerkezet átrendeződése következtében – a homoktalajokéhoz hasonló. Az agyagtartalom csökkenésével átmenetileg csökkent, majd a homoktartalom százalékos növekedésével ismét megnövekedett a folyadék vezetőképesség. Szerkezetes talajokban az aggregálódás mértéke határozta meg a minták szerves folyadék vezetőképességét. A tanulmányozott szerves folyadékok esetében ugyanis a folyadékokkal történő telítéskor és a mérések során az aggregátumok (a desztillált víznél tapasztaltakkal ellentétben) nem iszapolódtak szét; az aggregátumok közötti pórustérben a szerves folyadékoknak lényegesen gyorsabb áramlására nyílt lehetőség (MAKÓ, 1997). Megállapították, hogy – a nagy homoktartalmú talajokat kivéve – a különböző folyadékokkal mért folyadékvezető képességek sorrendje nem követte a fajlagos tömeg és viszkozitás alapján várható sorrendet.

A későbbiekben eredeti szerkezetű talajoszlopokon is végeztek desztillált vízzel és aromás összetevőktől mentes apoláros szerves modellfolyadékkal, a DUNASOL 180/220 elnevezésű kőolajleparlási termékkel (származási helye: Százhalombatta, 16

MOL Rt. Dunai Finomító), a csökkenő folyadéknyomás módszerével folyadékvezető képesség méréseket. Megállapították, hogy az eredeti szerkezetű talajminták olajvezető képessége a talaj humusztartalmával, térfogattömegével, az ebből számított összporozitással és/vagy a mechanikai összetétel vizsgálatok eredményeivel függ össze (MAKÓ, 2000; MAKÓ & ELEK, 2006; ELEK, 2009).

A talajok víz- olajvezető képességének mérése

A talajok hidraulikus vezetőképességének meghatározása a talajfizika, a talajmechanika és a hidrológia egyik legfontosabb mérési feladata. Bár a különféle mérési módszerek általában nem túl bonyolultak, időigényük miatt rutinvizsgálati szinten csak a speciális szakértői anyagok előírt mellékleteinek készítése során, illetve a kutatási feladatokban alkalmazzák (és lehetőség szerint becslésekkel váltják ki) őket.

A folyadékvezető-képesség meghatározása változatos terepi és laboratóriumi eszközökkel valósulhat meg (ROSE et al., 1965; BOUMA et al., 1971; TAVENAS et al., 1983; HEAD, 1984; JONES & WAGENET, 1984; REYNOLDS & ELRICK, 1986; KLUTE & DIRKSEN, 1986; RAJKAI et al., 1993; VÁRALLYAY, 1993c; ZHANG, 1997; FODOR et al., 2009). A terepen legtöbbször alkalmazott módszer a duplakeretes eszköz, a Guelph permeaméter, a MiniDisc infiltrométer (GREGORY et al., 2005; FODOR et al., 2009). A bolygatott vagy bolygatatlan (eredeti szerkezetű) minták hidraulikus vezetőképességének laboratóriumi meghatározására két módszer ismert: az állandó (*constant head*) és a csökkenő (*falling head*) folyadéknyomás módszere. A különféle tudományterületek (talajfizika, hidrogeológia, mérnökgeológia) e két módszer változatos technikai megoldásait használják (VÁRALLYAY, 1973, 1974; HEAD, 1984; KLUTE & DIRKSEN, 1986). A talajokat szennyező vegyületek vándorlását és átalakulását vizsgáló környezetvédelmi kutatásokban a hidraulikus vezetőképesség meghatározására általában különféle helyszíni mérési módszereket alkalmaznak. A helyszíni mérésekkel nyert adatok jellemzik legjobban a természetes körülményeket, ugyanakkor az egyes talajrétegek vizsgálatára vagy egyéb összehasonlító vizsgálatokra a laboratóriumi módszerek alkalmasabbak.

A nemzetközi szakirodalomban viszonylag kevés a szerves folyadék vezetőképesség mérését bemutató kézirat. (Bár a www.sciencedirect.com oldalon a „soil”; „NAPL” és „hydraulic conductivity” kulcsszavakra közel 700 találatot adott

2025. augusztus 22-én, a talált közlemények nagy része valamilyen remediációs eljárást mutat be oszlopkísérletekkel.)

A szerves folyadékra vonatkozó relatív áteresztőképesség mérésekkel az 1990-es években kezdtek el foglalkozni a környezetbe nagy mennyiségben kikerült szénhidrogén szennyezések viselkedésének megismerése, illetve a hatékony kármentesítési eljárás kiválasztása céljából (DANE et al., 1998). A kísérletek különböző szemeloszlású homokból, valamint különböző agyagásványokat tartalmazó agyagokból összeállított rétegzett vagy rétegzetlen, mesterséges talajoszlopokon zajlottak. HALMEMIES és munkatársai (2003) Finnországban gyűjtött kavicsos homokból, homokból és tőzegből készített mesterséges talajoszlopokon mérték folyadékvezető képességet benzinnel és dízelolajjal állandó folyadéknyomáson. WADDILL és PARKER (1997) az állandó folyadéknyomás, míg MILLER és munkatársai (2004) a csökkenő folyadéknyomás módszerét alkalmazva vizsgálták a talajok szerves folyadékra vonatkozó relatív áteresztőképességét. A minták telítésére desztillált vizet és Soltrol elnevezésű szerves folyadékot alkalmaztak.

A szerves folyadék vezetőképesség mérési módszerének továbbfejlesztését jelenti a hidraulikus vezetőképesség mérésre gyártott Eijkelkamp típusú zárt rendszerű permeaméterek olajvezető képesség mérővé alakítása. Ezzel olyan rutin méréstechnológia fejleszthető ki, mellyel nagyszámú mérés viszonylag gyorsan elvégezhető. A mért adatokkal becslési módszerek kidolgozására használható talajfizikai adatbázisok kialakítása lehetséges (BARNA et al., 2012a, 2012b).

A talajok légáteresztő képessége, és annak mérése

A talajok légáteresztő képessége egy viszonylag gyorsan, könnyen és olcsón mérhető paraméter, melyet mind laboratóriumi, mind terepi körülmények között meg lehet határozni (DE BOODT & KIRKHAM, 1953; COREY, 1986; ROSEBERG & MCCOY, 1990; IVERSEN et al., 2001a, 2001b, 2003; JALBERT & DANE, 2003; DUNAI et al., 2013). A talajok légáteresztő képességét általában a talajok levegőzöttségének, a talajon keresztüli levegőáramlás sebességének meghatározása céljából mérik. Indikátora lehet azonban egyéb talajtulajdonságoknak is, mint pl. a hidraulikus vezetőképesség (COLLIS-GEORGE, 1953; LOLL & MOLDRUP, 1999; POULSEN et al., 2001), a talajtömődöttség (PHILLIPS & KIRKHAM, 1962), a gázdifúzió (MOLDRUP et al., 2001), a térbeli variabilitás (IVERSEN et al., 2003), a pórusméret-eloszlás (BALL,

1981a, 1981b; GROENEVELT et al., 1984; BLACKWELL et al., 1990; POULSEN et al., 2007; SZÉPLÁBI et al., 2012) és a talajszerkezet (SCHJØNNING et al., 1999; MOLDRUP et al., 2001, 2003; TULI et al., 2005), vagy akár a komposzt szerkezetjavító hatásának is (ARANYOSI et al., 2016). A légáteresztő képesség meghatározása közvetve hasznos információkat nyújthat a talajok erózió-, belvív- és aszályérzékenységéről is.

A talaj-mikrobiológiai és talajbiológiai kutatások során is fontos szerepet kaphatnak a légáteresztő képesség mérések. A gyökerek és a mikrobák oxigénellátásának dinamikája a talajok légáteresztő képességének változásával jellemezhető. A denitrifikáció mértéke pl. több más paraméter mellett a levegőzöttségtől is függ: oxigénhiányos állapotban jelentősen megnő (NYÍRI, 1993). A különböző peszticidek mikroorganizmusok általi lebontásának mértékét számos tulajdonság, például a megfelelő mikroorganizmusok jelenléte, a rendelkezésre álló vízmennyiség, a pH, a hőmérséklet, a sótartalom és a levegőzöttség egyaránt befolyásolja (AISLABIE & LLOYD-JONES, 1995).

A környezetvédelmi talajtani kutatásokban a légáteresztő képesség jelezheti, hogy adott szennyezőanyag lebontását az adott talajrétegben aerob vagy anaerob mikroszervezetek végzik-e sikeresebben, illetve tájékoztat az aerob mikrobák oxigénellátásáról és a lebontás sebességéről. Az illékony szerves vegyületek (*Volatile Organic Compounds*, VOCs) gázfázisú áramlásáról vagy a különféle kármentesítési folyamatok kivitelezhetőségéről (POULSEN et al., 1999), illetve a kármentesítés során keletkező gázfázisú termékek mobilitásáról is fontos információkat kaphatunk a talajrétegek légáteresztő képességének ismeretében.

A szerves folyadék vezetőképesség becslését légáteresztő képesség mérések adatainak felhasználásával eddig főként a kőolaj-kutatásban használták abból a célból, hogy olajtárolók vezetési tulajdonságait határozzák meg (EIJPE & WEBER, 1971; IVERSEN et al., 2003). Az újabb tanulmányok a könnyebben és gyorsabban meghatározható légáteresztő képesség értékeket előnyben részesítik a víz- és gáztranszport modellekben a hidraulikus vezetőképesség értékekkel szemben (LOLL et al., 1999; IVERSEN et al., 2001a, 2003; DUNAI et al., 2007, 2008).

A talajok légáteresztő képessége és annak porozitás függése határozza meg a levegő és különböző gázok konvekciós áramlását a talajokban. A légáteresztő képesség meghatározása tehát szükséges a konvekciós gázáramlás értelmezéséhez a talajok VOC szennyeződésektől történő megtisztításakor (GAMLIEL & ABDUL, 1993; MOHR & MERZ, 1995; POULSEN et al., 1998, 1999). A légáteresztő képesség ismerete

a talajok és a légkör közötti gázcserélődés vizsgálatához is elengedhetetlenül fontos (BALL et al., 1997a, 1997b; HUTCHINSON & LIVINGSTON, 2002).

A talajok légáteresztő képességét az elmúlt évtizedekben elsősorban laboratóriumi körülmények között mérték, de találunk példát terepi mérésekre is. A terepi mérések módszertana azonban még nemzetközi szinten sem teljesen kidolgozott (COREY, 1986; IVERSEN et al., 2001b). Terepi mérésekre használható permeamétert készített pl. FISH és KOPPI (1994). IVERSEN és munkatársai 2003-ban egy továbbfejlesztett légáteresztő képesség mérőműszert készítettek, melyben a tárolt sűrített levegőt egy szabályzót, áramlásmérőt és manométert tartalmazó központi egységen vezették keresztül. FINSTERLE és PERSOFF (1997), POULSEN és munkatársai (1998), BEDIENT és munkatársai (1999) és MASSMANN és munkatársai (2000) a talaj telítetlen zónájában magas gőznyomáson végeztek légáteresztő képesség méréseket. Méréseik célja a talajból a potenciális szerves folyadékszennyezők pára (gőz) formájú kivonási lehetőségének a vizsgálata, valamint a kipárolgás sebességének a megismerése volt.

A talajok víz- és olajvezető képességének becslése

Elméletileg lehetséges a hidraulikus vezetőképesség két tényezőre bontása: a talajok tényleges áteresztő képességére (k) és a folyadékok cseppfolyósságára (f) (HILLEL, 1971):

$$K = k \cdot f, \quad (2)$$

Ennek a két tényezőnek a hatását írja le többek között a széles körben használt Kozeny-Carman egyenlet (KOZENY, 1927; CARMAN, 1956):

$$K = k \cdot g \cdot \frac{\gamma}{\mu} = \left(\left(\frac{1}{k_0} \cdot T^2 \cdot S_0^2 \right) \cdot \left(\frac{n^3}{(1-n)^2} \right) \right) \cdot g \cdot \frac{\gamma}{\mu}, \quad (3)$$

ahol: k_0 a pórusok alakjától függő állandó (átlagosan 2,5); T a folyadékcsatornák kanyarulatosságától függő állandó (az olyan porózus rendszerekben, ahol a pórusok mérete közelítően egyforma, értéke átlagosan $\sqrt{2}$); S_0 a talajszemcsék fajlagos felülete; n a talaj porozitása; γ az átszivárgó folyadék fajlagos tömege; μ az átszivárgó folyadék dinamikus viszkozitása; g a nehézségi gyorsulás.

A Kozeny–Carman-egyenlet ideális porózus rendszert feltételez (vagyis közel egyforma méretű pórusokat), valamint azt, hogy az áramló folyadék és a porózus közeg között semmiféle fizikai-kémiai kölcsönhatás nem lép fel. A fentiekből következik, hogy az egyenlőség viszonylag jól alkalmazható durvább fizikai féleségű

20

(homok) talajokra, ám általában a mért és az egyenlettel becsült hidraulikus vezetőképesség értékek jelentősen eltérnek egymástól. Ennek oka lehet a talajok szilárd fázisának polidiszperz volta, illetve az, hogy a talajok szerkezetességének következményeként egyidejűleg különböző méretű pórusok találhatóak a talajokban (OLSEN, 1962; HILLEL, 1971; BEAR, 1979). A telített talajok szilárd és folyadék fázisa sem tekinthető állandónak. Az átszivárgó folyadék kölcsönhatásba lépve a szilárd fázissal jelentősen megváltoztathatja a pórusviszonyokat (MAKÓ 1995a). Fázis-kölcsönhatások fellépése esetén az egyenlettel becsült és a mért hidraulikus vezetőképesség jelentősen eltérhet.

A vízzel telített talajok hidraulikus vezetőképességének meghatározása drága és időigényes. Ezért gyakran különböző morfológiai vagy más könnyen meghatározható talajtulajdonságokon alapuló becslési módszereket alkalmaznak. Ezek a becslések a hidraulikus vezetőképességre nem adnak ugyan megfelelően pontos eredményeket, ám a modellektől elvárt pontosságnak megfelelnek. Sok esetben – megfelelő mérési adatok hiányában – a hidraulikus vezetőképességet is becslik egyszerűbben mérhető talajtulajdonságokból (pl. pedotranszfer függvényekkel) (PACHEPSKY & RAWLS, 2004; RAJKAI, 2004).

A korábban említett modellek az esetek nagy részében a vízvezető-képesség alapján becslik a talajok olajvezető-képességét a két folyadék (a víz és az olaj) eltérő viszkozitás és sűrűség értékei alapján (pl. RAISBECK & MOHTADI, 1974; SCHIEGG & SCHWILLE, 1991; MAKÓ et al., 2009). Azonban ezzel a legtöbbször alkalmazott, a Kozeny–Carman-egyenletre visszavezethető módszerrel olykor nagyságrendbeli különbségek is lehetnek a mért és a becsült adatok között (MAKÓ et al., 2009), mert az csak homok fizikai féleségű talajok tartományban tekinthető érvényesnek (MAKÓ, 1995). Több szerző szoros összefüggést tapasztalt a talajok mért légáteresztő képessége és az olajvezető-képessége között, így az felhasználható annak becslésére (EIJPE & WEBER, 1971; MAKÓ et al., 2009; DUNAI & MAKÓ, 2011).

A talaj szerkezete

A talajt alkotó elemi szemcsék ritkán találhatók meg külön-külön a talajban, hanem különböző szerves és ásványi anyagokkal (kolloidokkal), ún. aggregátumokat alkotva, szerkezeti elemként vannak jelen (VÁRALLYAY, 2003). A talajszerkezetet az egyedi és a különbözőképpen aggregált talajrészecskék alakjának, méretének és térbeli

elrendeződésének tekinthetjük. A talajaggregátumok kialakulását és stabilitását számos talajon belüli biotikus és abiotikus tényező befolyásolja, beleértve a talaj szerves anyagát (SOM), a talajnedvességet, a talajfauna, a mikrobiom és a növényfajok közösségi szerkezetét és aktivitását, a talajművelést és a trágyázást (AMÉZKETA, 1999; RILLIG & MUMMEY, 2006; PAUL et al., 2013; COSTA et al., 2018; TOTSCHKE et al., 2018). Az aggregátumok különböző fizikai, kémiai és biológiai folyamatok kölcsönhatásaként jönnek létre. Az aggregátumok mérete és stabilitása fontos a talajerózió és a felszíni tömörödöttség megértéséhez (NIMMO, 2004; GHEZZEHEI, 2012). A talajszerkezet dinamikusan változhat különböző belső és külső okok (pl. nedvesedés és kiszáradás, éghajlat, gyökérbehatolás, talajfauna, mezőgazdasági gazdálkodás) hatására (GHEZZEHEI, 2012); azonban a talaj aggregátumstabilitásának változásait a különböző növényi növekedési szakaszok alapján vizsgáló tanulmányok száma korlátozott (TOTSCHKE et al., 2018). Az aggregátum képződéséről, azok stabilizálásában szerepet játszó tényezőkről AMÉZKETA (1999) és TOTSCHKE és munkatársai (2018) által írt összefoglaló művekben olvashatunk részletesen. Ezeknek a szerkezeti elemeknek a mérete, alakja, térbeli elrendeződése és állandósága utal a talajképződési folyamatokra („genetikai talajszerkezet”). *Agronómiai szerkezet* alatt a különböző méretű aggregátumok egymáshoz viszonyított arányát értjük. A *morfológiai szerkezet* vizsgálatok a szerkezeti egységek alakját és kifejltségét nézzük; a *szerkezet stabilitásakor* a vízzel és a mechanikai (be)hatásokkal szembeni ellenálló képességét elemezzük. Az aggregátumok alakja, mérete, térbeli elrendeződése határozza meg a pórusok méretét és kapcsolatrendszerét, ezáltal befolyásolják a hő-, gáz-, víz- és oldott tápanyagok szállítását és raktározását (LEHRSCHE & JOLLEY, 1992; PENG et al., 2015).

A talajszerkezet jellemzésére szolgáló módszerek között az aggregátumstabilitás mérések a talajszerkezetet romboló hatások alatti fennmaradását vizsgálják. Leggyakrabban a víz romboló hatását mérik nedves szítással vagy szimulált csapadékrendszerrel (AMÉZKETA, 1999).

Az aggregátumokat méretük szerint két nagy csoportba lehet osztani: mikroaggregátumoknak a 250 μm -nél kisebbeket nevezzük, míg a 250 μm -nél nagyobbakat makroaggregátumoknak (KEMPER & ROSENAU, 1986; AMÉZKETA, 1999; TOTSCHKE et al., 2018).

A talajok aggregátum stabilitását befolyásoló tényezők

A talaj szerkezete jellemezhető az *aggregátumok stabilitásával* is. A stabilitás a különböző degradációs hatásokkal (például a defláció vagy a víz eróziós tevékenysége, továbbá a talajművelés mechanikai romboló hatása stb.) szembeni ellenállás mértékét fejezi ki az idő függvényében. Segítségével jellemezhető egy adott talaj víz- vagy szélerózióra való hajlama is. A talajaggregátumokra vonatkozó különböző stabilitási mutatók felhasználhatóak a különféle mezőgazdasági beavatkozások, így például a talajművelés erodáló hatásainak becslésére, vagy előrejelzésére (VÁRALLYAY, 1993a; LAL & SHUKLA, 2004; NIMMO, 2004; HUISZ, 2007; SAYGIN et al., 2017), vagy a talajjavító anyagok hatásosságának bemutatására is (DUNAI & TÓTH, 2015; JAKAB et al., 2019; CSITÁRI et al., 2021). BALLENEGGER (1933) szerint a morzsák vízállékonyságát leginkább a szerves anyag és az agyagszemcsék jelenléte határozza meg. KAY (1997) és AMÉZKETA (1999) a stabilitást befolyásoló tényezőket két nagy csoportra osztotta: a talaj jellemzőiből adódó belső tényezőkre (pl. ásványi és szerves eredetű cementáló anyagok), valamint a talajtól független külső tényezőkre (pl. környezeti, mezőgazdasági hatások).

A mikroaggregátumokat leginkább szerves-ásványi komplexek (ún. organominerális komplexek) stabilizálják, ezek a mikroaggregátumok viszonylag stabilak, a talajművelés és a földhasználat kevésbé rombolja szét. A 20 µm-nél kisebb mikroaggregátumok esetében elsősorban a kationok felelősek az aggregátumok kialakulásáért és stabilitásukért a van der Waals-erők és elektrosztatikus kölcsönhatások révén. A kicserélhető Ca^{2+} ionok jelenléte szerkezetstabilizáló következményekkel jár, ha azonban 5% feletti a kicserélhető Na^{+} aránya (*ESP – exchangeable sodium percentage*), akkor az már diszpergáló hatású, a talaj szerkezete leromlik (DVORACSEK, 1952; BARZEGAR et al., 1994, TÓTH, 2022). A 20 µm-nél nagyobb mikroaggregátumok esetében a kötőanyagok az organominerális komplexek, a vas-, mangán-, alumínium- és szilícium- oxidok és –hidroxidok, az alumínium szilikátok, valamint a különböző karbonát vegyületek lehetnek (OADES & WATERS, 1991; AMELUNG et al., 2002; TOTSCHKE et al., 2018).

A makroaggregátumok esetében stabilitásuk leginkább a talaj szervesanyag tartalmától függ, megfigyelhető (szelvényen belül is, lefelé haladva), hogy a stabil makroaggregátumok aránya a szervesanyag tartalommal párhuzamosan változik (LAL & SHUKLA, 2004; LIU et al., 2024). A talajban élő mikrobák, gombák, baktériumok és egyéb mikrobiális eredetű anyagcseretermékek (pl. glomalin) is fontos szerepet

játszanak az aggregátumokon belüli kötések létrejöttében (LAL & SHUKLA, 2004; NIMMO, 2004; DUNAI & TÓTH, 2015; CSITÁRI et al., 2021; LIU et al., 2024). A növények gyökerei körül gyakran alakulnak ki különböző méretű aggregátumok, mert egyrészt a gyökér növekedésével „összenyomja” a talajszemcséket/aggregátumokat; másrészt a különböző gyökérváladékok fokozzák a mikrobiológiai aktivitást, amely szintén elősegíti az aggregátumok képződését. A talaj mikro- és mezofaunája (pl., giliszták, férgek, hangyák) szintén jelentősen hozzájárulnak a makroaggregátumok kialakulásához (COLEMAN et al., 2018; TOTSCHKE et al., 2018). A különféle szervesanyagok hidrofób bevonatot képezhetnek az aggregátumok felületén, amely csökkentheti a nedvesíthetőség mértékét, ezáltal csökkentve az eliszaposodás lehetőségét (SULLIVAN, 1990; CHENU et al., 2000). A szerves anyag stabilizáló hatása könnyen sérülhet, ezek a lebontási folyamatok elsősorban a makroaggregátumokat érintik (SULLIVAN, 1990; BLACKMAN, 1992; SAYGIN et al., 2017). A hosszú távú talajművelés a szervesanyagok mennyiségének csökkenéséhez vezet, amely szintén jelentős összefüggést mutat a makroaggregátumok stabilitásának csökkenésével (BARTLOVÁ et al., 2015; SAYGIN et al., 2017; TOBIAŠOVÁ et al., 2023). A termesztett növényfajok is befolyásolhatják a makroaggregátumok stabilitását: pl. árpa- és lucernatermesztés után nagyobb stabilitás mérhető, mint kukorica-monokultúra esetén.

Egy másik fő befolyásoló tényező a szervesanyag tartalom, az agyagtartalom, az agyagásványok mennyisége és minősége. Az agyagnak a talaj aggregátum képződésére gyakorolt hatása nem teljesen egyértelmű: egy bizonyos mennyiségig az agyagtartalom kedvezően hat az aggregátumstabilitásra, azonban egy bizonyos arány felett már inkább ellentétesen hat. Ennek fő oka a különböző agyagásványok szerkezeti és ionos összetétel közötti különbségei között keresendő (REICHERT & NORTON, 1994; LADO & BEN-HUR, 2004; REICHERT et al., 2009; SAYGIN et al., 2017).

A növények és a talajmikrobiom, beleértve az arbuskuláris mikorrhiza gombákat (AMF), hozzájárulnak a talaj szerkezetének fejlődéséhez, a szén-dioxid-tárolásához; a gyökerek növekedésekor nyomást gyakorolnak a talajrészecskékre, valamint exudátumokat választanak ki, amelyek jelentősen elősegítik az aggregátumképződést (PAL & PANDEY, 2014). A glomalin egy olyan glikoprotein, amelyet az AMF-hifák választanak ki, ragasztó anyagként hat, és fokozza a talaj aggregációját (RILLIG, 2004; MAGURNO et al., 2019). A glomalin rendkívül stabil, mivel vízben nem oldódik és ellenáll a mikrobiális lebontásnak (PAL & PANDEY, 2014). Szoros kapcsolatot találtak a talajok intraradikális AMF-kolonizációja, az extraradikális hifák, a glomalin tartalom

és a vízálló makroaggregátum-tartalma között (ROSIER et al., 2008; WILSON et al., 2009; TAKÁCS et al., 2023).

A földrajzi elhelyezkedés és a talajtípus jelentős szerepet játszik az aggregátum stabilitása és a talajtulajdonságok közötti összefüggések meghatározásában (IDOWU, 2003), mert a talaj (fő)típusa csak az adott talajon maximálisan elérhető legnagyobb szerkezeti stabilitást mutatja meg; azonban az aggregátumok tartóssága nemcsak a talaj típusától függ, hanem a fentebb említett szerves anyag mennyiségétől, az agyagásványok mennyiségétől, a területhasználattól, stb. (DVORACSEK, 1952; AMÉZKETA, 1999). A talaj morzsalékossága nem feltétlenül jelenti a talajszerkezet tartósságát, ugyanakkor DVORACSEK (1952) megállapította, hogy minél kisebb a talajmorzsa, annál vízállóbb.

A talajok aggregátum stabilitásának mérése

A talajok makroaggregátum stabilitásának meghatározására számos módszer létezik, amelyek szimulálják az aggregátumok szétesésének, lebomlásának folyamatát (AMÉZKETA, 1999). LE BISSONNAIS (1996) szerint négy nagy folyamat különíthető el: 1) a hirtelen nedvesítés során a bezárt levegő szétrobbantja az aggregátumot; 2) a duzzadás és zsugorodás során jelentkező aggregátum szétesés; 3) mechanikai hatásra történő szétesés; 4) az aggregátumok diszpergálódása fizikai-kémiai hatásra, vagy ozmotikus stressz miatt.

Az egyik ilyen legegyszerűbb vizuális módszer a Sekere-féle eljárás, mely egy hat fokozatú skálán értékeli az aggregátumok szétesését (SEKERA & BRUNNER, 1943). A módszer előnye, hogy a gazdák is el tudják végezni saját területükön. Egy másik gyakran használt módszer a nedves szítás (*wet sieving*) eljárás különböző változatai (YODER, 1936; KEMPER & KOCH, 1966; KEMPER & ROSENAU, 1986; LE BISSONNAIS, 1996). Legtöbbször a mezőgazdasági területekről származó mintákkal végzik ezeket a vizsgálatokat, ahol a talajszerkezet minősége elsősorban az aggregátumok vízállóságának függvénye. Az aggregátumok méret szerinti megoszlásának meghatározása száraz szítással (*dry sieving*) is lehetséges. A különböző módszerekről LABAN CZ és munkatársai (2021) írtak magyar nyelvű összefoglaló tanulmányt.

A nedves szítással a makroaggregátumoknak a víz erodáló hatásával szembeni ellenálló képességét mérik (ezért is szokták *water-stable aggregates*-nek nevezni)

(YODER, 1936; KEMPER & KOCH, 1966). VÁRALLYAY (1993a) ezt úgy fogalmazta meg, hogy talajmorzsák vízállósága az adott ideig és adott intenzitású vizes hatásnak kitett stabilitást jelenti. A módszer alapja, hogy az aggregátumok kötőanyagainak egy része vízben oldódik, így tehát a talaj nedvesedésével ezek kioldódnak (DVORACSEK, 1952). Ugyanakkor a vízben nem oldódó kötőanyagok kötőereje a nedvesítéssel szintén gyengülhet (SIX et al., 2000). A vizsgálat során adott tömegű talajmintát előnedvesítünk, majd állandó mennyiségű vízben vagy folyamatos vízáramban egy vagy akár több lyukbőségű szitán átszítalunk, így szétválaszthatjuk az egyes mérettartományba eső aggregátumokat. A módszert először TYULIN említette 1928-ban, melyet aztán több fejlesztés, módosítás követett: YODER (1936), WILLIAMS és munkatársai (1966), KEMPER és KOCH (1966). KEMPER és ROSENAU (1986) arra a következtetésre jutottak, hogy az egyszítás-módszerek alkalmazásával kapott eredmények gyakorlati szempontból ugyancsak jól közelítették a terepen tapasztaltakat, és szemben a többszítés módszerekkel, ezek kevésbé munka- és időigényesek, így az egyszítés módszer alkalmazása széleskörűen terjedni kezdett (BEARE & BRUCE, 1993; AMÉZKETA, 1999).

A mikroaggregátumok stabilitásának meghatározására a szítás módszerek már nem a legalkalmasabbak. A legtöbb eljárás az agyag és/vagy iszapfrakció diszpergálódásának mennyiségi meghatározásán alapul. Minél stabilabbak a mikroaggregátumok, annál kevésbé diszpergálóznak vizes közegben. Legtöbbször ülepitéses módszert alkalmaznak, (pl. VAGELER, 1932; KACHINSKY, 1965); az utóbbi évtizedekben elterjedt a lézerdiffrakciós eljárás is (AMÉZKETA et al., 2003; BIEGANOWSKI et al., 2010; MAKÓ et al., 2022). A talajok aggregátum-stabilitása meghatározható közvetett módon is, például a talajok folyadék-visszatartó, illetve folyadékvezető képességének vízben és apoláros folyadék közegben mért értékének összehasonlításával (HILLEL, 1998; RAJKAI et al., 2015; MAKÓ, 2018).

Felületaktív anyagok a talajokban

A felületaktív anyagok vagy tenzidek kettős karakterű anyagok: egy hidrofil fejrészből és egy hidrofób láncból állnak, ez utóbbi legtöbbször egy hosszú alkil lánc (10-20 szén atomból) (PATZKÓ, 1998). A hidrofil rész kationokat vagy anionokat tartalmazhat, elektromos töltéssel rendelkezik és hidrogén-kötést alakíthat ki. A tenzideket négy csoportba oszthatjuk a feji rész alapján: anionos, kationos, nem-ionos

és amfoter (PATZKÓ, 1998). Felületaktív anyagok legtöbbször a szennyvizek révén jutnak ki a környezetbe és így a talajba; de számos növényvédő szer is tartalmaz tenzidet (adjuvánt, nedvesítőszeret, amelyek elősegítik azok megtapadását a rovarok kitinpáncélján, illetve a növények felületén, vagy formázó szerek, pl. emulgeáló adalékanyagok).

A tenzidek talaj felületén való megkötődésükkel (adszorpció) – típusuktól függen – megváltoztathatják a talajok számos fizikai, kémiai és mikrobiológiai jellemzőit (DOBOZY et al., 1970; KUHNT, 1993; ABU-ZREIG et al., 2003; ISHIGURO & KOOPAL, 2016; LEHMANN et al., 2023; ARORA et al., 2024). Így például befolyásolhatják a beszivárgást, a higroszkópossgot, a porozitást (KUHNT, 1993; ABU-ZREIG et al., 2003), a víztartó-képességet (KARAGUNDUZ et al., 2001), az olajvisszatartó-képességet (CSATÁRI et al., 2013), az aggregátum stabilitást (PICCOLO & MBAGWU, 1989; KUHNT, 1993; MIÓKOVICS et al., 2011; QI et al., 2017); a kapilláris vízemelést (LAW et al., 1966; DOBOZY et al., 1970; NAGY, 2019), és a hidraulikus vezetőképességet (ALLRED & BROWN, 1994; RAO et al., 2006); a képlékenységi határokat (BARNA et al., 2014). Befolyásolják a pH-t, a redox potenciált, az ioncsere kapacitást (KUHNT, 1993), a kontaktszög értéket (CSATÁRI et al., 2013); a mikroorganizmusok aktivitását, populációinak összetételét (KUHNT, 1993; BLASCO et al., 2003; BANKS et al., 2014) és a növények fejlődésére és sejtműködésére is hatással vannak (DOBOZY et al., 1970; KUHNT, 1993).

A felületaktív anyagokat alkalmazzák olajszennyezett területek kármentesítése során is (WEST & HARWELL, 1992; LOWE et al., 1999; HENRY & SMITH, 2003; RASHID et al., 2004; KARTHICK et al., 2019; JI et al., 2021). A talajba juttatva csökkentik az NAPL fázis felületi feszültségét, növelik az oldhatóságát stb., így az könnyebben eltávolítható lesz (RATHERFELDER et al., 2000; HENRY & SMITH, 2003; RASHID et al., 2004; JI et al., 2021; FENG et al., 2025); ugyanakkor elősegíthetik az oldhatatlan szerves szennyezők megkötődését is (BROWN & BURRIS, 1996; PARIJA, 2008). Mindeközben a felületaktív anyagok maguk is társszennyezőkké válnak. Bár BRITTON (1998) szerint a tenzidek egyre nagyobb mértékű megjelenése a környezetben nem veszélyeztető tényező; REBELLO és munkatársai szerint (2014) nagy hiba nem szennyező anyagként tekinteni a felületaktív anyagokra.

A legtöbb ilyen tanulmány homok fizikai féleségű talajokkal vagy modellanyagokkal foglalkozik, melyben vizes fázis is jelen van, és úgy vizsgálták különböző NAPL-ok mozgását (pl. ABDUL, 1988; LENHARD et al., 1993;

ILLANGASEKARE et al., 1995; CANDELARIA & MATSUMOTO, 2000), felületaktív anyag jelenlétében (pl. ABRIOLA & DAMOND, 2000; RATHERFELDER et al., 2000, 2003). Kevés vizsgálati eredményt találunk változó agyagtartalmú, szerkezetes talajok felületaktív anyagokkal és olajszennyezőkkel szembeni viselkedéséről. A különböző laboratóriumi – és modellezési – eljárások lehetővé teszik, hogy ellenőrzött körülmények között kiemelten vizsgáljunk egyes fizikai és kémiai folyamatokat, ugyanakkor a természet sokrétűségét, térbeli változatosságát nem adják vissza (ABRIOLA & PINDER, 1985a, 1985b; KUEPER et al., 1993).

A felületaktív anyagok adszorpciója/megkötődése a talajon függ: 1. e vegyületek tulajdonságaitól (pl. oldhatóság, kémiai szerkezet, a poláris láncrészhossza), 2. a talaj és a talajoldat összetételétől (szerves anyagok, agyagásványok, vasoxidok mennyisége, az agyagásványok töltéssűrűsége stb.) és egyéb jellemzőitől (pl. a kationcsere kapacitás, kémhatás, hőmérséklet) (LAW et al., 1966; MALIK et al., 1972; KUHN, 1993; XU & BOYD, 1995a; FÖLDÉNYI et al., 2013; MA et al., 2013).

A tenzidek egyik különleges alkalmazási területe a talaj- és talajvíztisztítás, ahol a szennyező anyag típusától (szerves vagy szervetlen vegyület) és a közegtől függően (szilárd vagy folyékony), különböző kémiai szerkezetű felületaktív anyagokat szoktak használni (WEST & HARWELL, 1992; SABATINI et al., 1996; SHENG et al., 1996; LOWE et al., 1999; GAO et al., 2001; MULLIGAN et al., 2001; RASHID et al., 2004).

A vizsgálatainkban alkalmazott kationos felületaktív anyag (hexadecilpiridinium-klorid monohidrát vagy más néven cetilpiridinium-klorid (CPC) megkötődéséről a talajokon viszonylag kevés tanulmány van (LAW et al., 1966). A kutatások zöme a vegyület különféle tiszta ásványi örleményeken történő megkötődését vizsgálja (LAW & KUNZE, 1966; MALIK et al., 1972; SLADE et al., 1978; PATZKÓ & DÉKÁNY, 1996; BAE et al., 2012; MA et al., 2013).

A CPC-nél intenzívebben tanulmányozott, hozzá nagyon hasonló, közeli „rokon” vegyület, a cetilpiridinium-bromid (CPB). Ezt a tenzidet ugyanis a 60-as évektől kezdve használták a talajok, illetve üledékek fajlagos felületének gyors meghatározására, így különösen sokat vizsgálták a CPB adszorpciójára ható talaj- és talajásványtani tulajdonságokat (GREENLAND & QUIRK, 1964; ARINGHERI & SEQUI, 1978; MAYER & ROSSI, 1982). A két vegyületet az adszorpcióban főszerepet játszó azonos kation miatt gyakran együtt jellemzik, mint vegyület-csoportot (cetilpiridinium-halogenidek – CPH) (LAKRA et al., 2013), így a továbbiakban mi is

összevontan mutatjuk be a két tenzid talajokon történő adszorpciójának törvényszerűségeit tárgyaló kutatási eredményeket.

A CPH az ásványok külső és belső felületein egy erősen adszorbeált monomolekuláris réteget alakít ki, amelyen egy második, kevésbé erősen kötött réteg is kialakul. A monomolekuláris réteg kialakításához szükséges tenzid mennyiségéből lehet következtetni a felületek nagyságára. Az így meghatározott fajlagos felületek nagysága nagyon jól korrelált a N₂ adszorpcióval mért BET-felületekkel a duzzadó agyagásványokat nem, vagy csak kismértékben tartalmazó talajokban. GREENLAND és QUIRK (1964) a belső felületeket is tartalmazó, duzzadó agyagásványok esetében a (külső) BET-felületnél nagyobb fajlagos felületet mértek CPH-val, mint N₂-nel, és az eltérések nagyságából következtettek a belső felület méretére. Megállapították azonban, hogy a CPH-val a belső felület némiképp alulbecsült, mivel a töltéshelyek lefedettsége a külső és a belső felületeken eltérő vastagságú. További alulbecslést okozhat a kis rétegtöltés is (egységnyi felületre jutó töltés) (SLADE et al., 1978).

A talajok szervesanyag-tartalma kétféleképpen hathat a CPH adszorpcióra. Az organominerális komplexumokat kialakító, agyagásványokhoz kötődő, szerves anyagok lefedhetik az agyagásvány felületeket, gátolva a CPH megkötődést. Ezzel szemben a „szabad” szerves anyag frakció nagy mennyiségben adszorbeálja a tenzidet (BURFORD et al., 1964).

A felületeken megkötött, kicserélhető kationok minősége is meghatározhatja a CPH adszorpció mértékét, ugyanis a Ca²⁺, Mg²⁺ vagy a Fe³⁺ ionok lecserélhetősége lényegesen kisebb, mint az egyértékű kationoké (SLADE et al., 1978). Az ásványzemcsék felületén kialakult vas- vagy alumínium-oxid bevonatok – kis töltéssűrűségük miatt – szintén gátolhatják az összefüggő tenzidborítottság kialakulását (GREENLAND & QUIRK, 1964). A CPH adszorbeáló negatív töltéshelyek egy részének kialakulása függ a talaj kémhatásától, így a tenzidadszorpcióját befolyásolhatja a talaj pH is (MALIK et al., 1972). A tenzidmolekulák megkötődése nemcsak ionos kölcsönhatások révén történhet, az apoláros szénláncok hosszának növekedésével egyre jelentősebb a van der Waals-féle kötőerők szerepe az adszorpcióban (LAW & KUNZE, 1966; MALIK et al., 1972).

Bioszén a talajban

A földi élet szénalapú, az élőlények a szénforgalom mozgatói és folyamatosan alkalmazkodva, az élőlények a maguk számára közel optimálisan alakították át a Földfelszínt, a felszíni vizeket és a légkört. Az élőlények alakították ki a talajt, és így annak összetételét is részben az élőlények határozzák meg. A dolgozat szempontjából legfontosabb a talaj szerves széntartalma, amely magába foglalja az elpusztult növényi és állati maradványokat, vagyis a humuszt és a talaj élőlényeit is. A globális felmelegedés megnöveli a talaj széntartalmának lebomlási sebességét és az így eloxidálódó szén pótlásának egyik módja a mesterségesen előállított szén, a bioszén talajba juttatása, amelytől azt várjuk, hogy a humuszalkotókhöz hasonló, többszörösen hasznos szerepet tölt be.

Az elmúlt évtizedekben kiugró tudományos érdeklődés övezte az új talajjavító anyagok kifejlesztését, amelyek a növények számára kedvezőbb talajfeltételek biztosításával elősegítik a növények növekedését és termés hozamát. A bioszén a szerves anyagok (főként növényi maradványok) oxigénszegény, vagy teljesen oxigénmentes pirolízisével előállított stabil anyag, amelyet talajjavításra és a tápanyagok utánpótlására lehet felhasználni (MOHAN et al., 2006; KOCSIS & BIRÓ, 2015). A szakirodalom alapján alkalmasnak tűnik arra is, hogy a szén ciklusból hosszabb időre (akár évszázadokra) szén vonjon ki, mérsékelje az üvegházhatású gázok kibocsátását (LEHMANN et al., 2006; RÉKÁSI & UZINGER, 2015; DONG et al., 2020). Sikeresen alkalmazható különböző szennyező anyagok eltávolítására is (HU et al., 2020).

A talajba juttatott faszén, vagy bioszén megváltoztatja a talaj kémiai (LIANG et al., 2006; JIEN & WANG, 2013; IGAZ et al., 2018; UZINGER et al., 2020; HEMATIMATIN et al., 2024; MASLOUSKI et al., 2025), mikrobiológia (ANDERSON et al., 2011; SCHIEWER & HOREL, 2017; HOREL et al., 2018; RÉKÁSI et al., 2019; FARKAS et al., 2020) és fizikai-hidrofizikai tulajdonságait (LIANG et al., 2006; NOVAK et al., 2009; JIEN & WANG, 2013; OUYANG et al., 2013; SUN & LU, 2014; JEFFERY et al., 2015; HARTLEY et al., 2016; DENCSŐ et al., 2017; MAKÓ et al., 2020; TOKOVÁ et al., 2023), és ezek a változások végső soron befolyásolhatják a talaj termőképességét, a termés hozamot (AN & HUANG, 2015; HELLIWELL, 2015; GASCÓ et al., 2016). A növények növekedése az egyes fenológiai szakaszokban további hatással van a talaj hidrológiai tulajdonságaira, különösen a nedvességtartalmára (ANGERS & CARON, 1998; SURDA et al., 2015); a bioszén hozzáadása befolyásolja a talaj és a növények

egészségét, és következésképpen gondosan meg kell vizsgálni a mezőgazdasági felhasználás előtt.

A talaj típusától függően a bioszenek különböző hatással lehetnek az aggregátum stabilitására, amely az iszapos agyagos és agyagos talajokhoz való bioszén hozzáadása után növekedhet (OUYANG et al., 2013; SUN & LU, 2014; HARTLEY et al., 2016).

Ha egy adott talajmátrixban nagy mennyiségű szerves anyag van jelen, az általánosan használt mechanikai összetételt meghatározó módszerek, például a szítá-pipettás módszer (amely az ülepedésen alapul) nem alkalmazható nagy megbízhatósággal. A tiszta bioszén esetében, mivel sűrűsége egynél kisebb, így nem ülepedne le, ezért a hagyományos szítás-pipettás módszer nagyon nehezen használható. Jelenleg a lézerdiffrakciós módszer (LDM) az aggregátumok stabilitásának mérésében még nem egy általánosan használt technika (AMÉZKETA et al., 2003; MUKHERJEE & LAL, 2013; BIEGANOWSKI et al., 2018; MAKÓ et al., 2022), egy viszonylag új megközelítés a bioszénrel kezelt talajok vizsgálatakor.

A talaj térfogattömege (ρ_b) jó mutatója a talaj tömörségének, mivel minél nagyobb egy adott talaj térfogattömege, annál tömörebb. A magas ρ_b értékek általában negatívan befolyásolják a talaj jellemzőit, jelentősen befolyásolják a talaj levegőzését, a víz beszivárgását a talajszelvényen keresztül, illetve a rendelkezésre álló vízkapacitást, következésképpen a gyökérnövekedést és a növényi tápanyagok elérhetőségét is. Több publikációban is arról számoltak be, hogy a talajhoz adott bioszén csökkentheti a talaj térfogattömegét (LAIRD et al., 2010a; ZHANG et al., 2012; DENCŐ et al., 2017; MAKÓ et al., 2020); ezáltal pozitívan befolyásolja az erősen tömörödött talajok porozitását, különösen a makroporozitását. Számos tanulmány megállapította, hogy durva szerkezetű talajok esetében a víztartó képesség javítható bioszén hozzáadásával (DUGAN et al., 2010; KARHU et al., 2011), azonban a szakirodalomból hiányoznak az ilyen változásoknak a növényfejlődési fázisokkal való összefüggését vizsgáló tanulmányok.

A talajok telítési vízvezető képességének (K_{sat}) megváltozása a bioszénrel történő kezelést követően többek között a bioszén típusától, a kijuttatott bioszén mennyiségétől, a bioszén vagy a talaj mechanikai összetételétől (LIM et al., 2016), illetve a kezelt talaj fizikai és kémiai jellemzőitől függhet. A talajokhoz adott bioszén hozzáadása eltérő hatással van a talajok K_{sat} -értékének változására, BARNES és munkatársai (2014) a durva textúrájú homokos talajok esetében a K_{sat} -érték felére való

csökkenését figyelték meg, míg az agyagos talajok K_{sat} -értékei 300% feletti növekedést mutattak. LAIRD és munkatársai (2010b) azonban nem tapasztaltak változást a K_{sat} értékekben nehéz agyagos talajokon, sem OUYANG és munkatársai (2013) iszapos agyagos talajokon.

A fajlagos felületet (*specific surface area*, SSA) a mintában lévő összes részecske felületeként határozzák meg, általában tömegegységre vonatkoztatva. A szilárd-gáz fázishatárokon zajló folyamatok esetében a fajlagos felület a gázmolekulák számára hozzáférhető felületnek tekinthető, és magában foglalja a szilárd test külső és belső felületét. A felületeket elsősorban a szilárd részecskék mérete, alakja, porozitása, rétegösszetétele vagy molekuláris szerkezete határozza meg (SOKOŁOWSKA et al., 2008). Ezért mind az ásványi, mind a szerves talajkomponensek részt vesznek e tulajdonság kialakulásában (GREENLAND & HAYES, 1981). A fajlagos felület befolyásolhatja a talajok fizikai és fizikai-kémiai jellegét, például az adszorpciós jelenségek során fellépő reakcióképességet, az alkotórészek aggregátumokba szerveződését vagy a hidrodinamikai jellemzőket (GREENLAND & HAYES, 1981). A fajlagos felület (SSA) a talajok biológiai aktivitását is befolyásolja (CHENU & STOTZKY, 2002), mivel a nagyobb felület nagyobb mértékű megtelepedést tesz lehetővé a mikroorganizmusok számára. A bioszén az SSA növekedésének eredményeként növelheti a vízvisszatartást (ARTHUR et al., 2015). A nagyobb vízvisszatartás jobb környezeti feltételeket biztosíthat a növények számára a szárazságra hajlamos területeken. Ugyanakkor arról is beszámoltak, hogy a bioszén hozzáadása talaj nedvességtartalmára nincs hatással, illetve a talajok gyorsabb kiszáradtak (HARDIE et al., 2014; HOREL et al., 2019b, 2019c). A fajlagos felület fontos talajfizikai paraméter, amelyet a talaj-növény rendszerrel összefüggésben kell vizsgálni. Míg a szakirodalomban számos tanulmány található a különböző bioszénrel szennyezett talajok víztartó képességéről, a vízfelvétel dinamikáját sokkal kevésbé tanulmányozták (GRAY et al., 2014). A módszer az adszorpciós/deszorpciós izotermák meghatározását és a fajlagos felület (S) kijelölését feltételezi a Brunauer-Emmett-Teller-egyenlet(BET) alapján (SKIC et al., 2016). A bioszénrel kezelt talajból származó szorpciós adatok fontos információt szolgáltatnak az SSA-ról (CYBULAK et al., 2016), amely befolyásolhatja a növény víz- és tápanyagfelvételét az adott talajrészecske felületéről (ANTAL et al., 2003). A vízgőz adszorpciós/deszorpciós izotermák segítségével meghatározhatjuk a talajok külső és belső felületét (LU et al.,

2020). Az N₂ izotermák a külső felület nagyságáról adhatnak információt (DE JONG, 1999; GALARNEAU et al., 2003).

Anyag és Módszer

Tenzides vizsgálatok

Ez a kísérletsorozat egy nagyobb kutatómunka része volt, amelyben a közlekedési eredetű talajszennyezés hatásait vizsgálta a tanszéki csoportunk.

Talajminták

A minták kiválasztásánál szempont volt, hogy változatos fizikai, kémiai tulajdonságokkal rendelkezzenek, így eltérő textúrájú, ásványi összetételű, kémhatású, szervesanyag- és karbonát-tartalmú, egy-egy szelvény esetében pedig a különböző rétegekből származó mintákat is vizsgáltunk. (Szempont volt az is, hogy az adott réteg kellően homogén legyen, és hogy nagy mennyiségben történhessen a mintavétel.)

Vizsgálatainkba a következő talajokat, üledékeket és ásványi őrlemény mintákat vontuk be (BARNA et al., 2015):

- 1) Karcag, réti szolonyec, B szint, 5-30 cm;
- 2) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, A szint, 0-30 cm;
- 3) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, B szint, 30-50 cm;
- 4) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, A szint, 0-20 cm;
- 5) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, B szint, 20-50 cm;
- 6) Salföld, pannon kvarc homok;
- 7) Magyarszombatfa, pszeudoglejes barna erdőtalaj, B szint, 20-50 cm;
- 8) Paks, lösz (a paksi löszfal „Dunaújváros – Tápiószülyi lösz” (1,5-8 m) összlete);
- 9) Kápolnásnyék, mészlepedékes csernozjom, A szint, 0-30 cm;
- 10) Mád, Bentonit;
- 11) Zettlitz, Kaolin (Csehország);
- 12) Kisújszállás, réti talaj, A szint, 0-30 cm.

A mintavétel 2010 nyarán zajlott.

Vizsgálatok

Alap- és kiegészítő vizsgálatok

A légszáraz, 2 mm-es szitán átrostált minták alapvizsgálati adatait a vonatkozó magyar szabványok alapján (MSZ-08-0205:1978; MSZ-08-0206/2-1978; BUZÁS, 1993), a szervesanyag-tartalmat a Tyurin-féle módszerrel (TYURIN, 1931), a fajlagos felületet (BET-felület) a minták nitrogén adszorpciójának mérésével (BRUNAUER et al., 1938) határoztuk meg. A kationcserélő képességhez (T-érték) első lépésként megmértük a kicserélhető kationokat (S-érték) 7-es pH-ra pufferolt NH₄-acetátos kivonószeres feltárás után: a kalcium- és magnézium-tartalmat komplexometriás, a kálium- és nátrium-tartalmat lángfotometriás módszerrel. Ezt követően a bázistelítetlenséget (H-értéket) határoztuk meg BaCl₂-os kivonószerrel. A mechanikai összetételt a FAO (ISO 11277: 2009(E)) szabvány szerint mértük. Az alaptulajdonságok az 1. táblázatban láthatóak.

1. táblázat: A talajminták fizikai és kémiai tulajdonságai

Minta kód	K _A	hy ₁	Agyag +	Por	Homok	Szerves anyag	CaCO ₃	pH (H ₂ O)	T-érték	BET-felület
			Fe *							
1	90	3,90	51,09	45,90	0,88	2,00	0,13	6,92	40,85	43,0
2	30	1,24	20,99	33,13	44,28	1,55	0,05	7,04	11,84	11,0
3	36	1,49	22,89	33,87	42,29	0,94	0,00	6,83	12,38	19,0
4	29	1,07	15,27	29,35	54,05	1,33	0,00	6,59	10,36	10,0
5	38	1,58	22,25	26,56	50,49	0,70	0,00	6,64	12,78	20,0
6	29	0,07	0,98	0,40	98,60	0,00	0,02	7,44	0,70	1,0
7	59	2,22	38,96	25,93	34,61	0,49	0,00	5,74	16,78	30,0
8	38	1,02	16,08	46,00	9,25	0,63	28,04	8,17	19,74	12,0
9	46	2,25	27,60	51,68	7,50	3,70	9,52	7,83	30,25	14,0
10	143	4,50	64,72	29,44	4,94	0,00	0,90	9,63	36,35	48,5
11	127	0,84	49,83	48,98	0,09	0,00	1,10	8,69	14,54	17,5
12	74	4,49	55,01	41,19	1,05	2,76	1,10	7,51	35,69	47,0

*: Agyag és vas-ásványok együttesen

Mintakódok: 1) Karcag, réti szolonyec B szint; 2) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, A szint; 3) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, B szint; 4) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, A szint; 5) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, B szint; 6) Salföld, pannon kvarc homok; 7) Magyaroszombatfa, pszeudoglejes barna erdőtalaj, B szint; 8) Paks, lösz; 9) Kápolnásnyék, mészlepedékes csernozjom, A szint; 10) Mád, Bentonit; 11) Zettliz, Kaolin; 12) Kisújszállás, réti talaj A szint

Ásványtani vizsgálatok

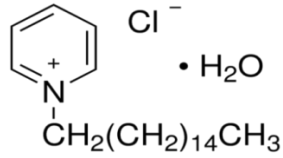
A talajok ásványos összetételét röntgen-pordiffrakcióval (XRD, PHILIPS PW 1710) 45 kV feszültséggel, 35 mA csőárammal, grafit monokromátort és Cu K α sugárzást alkalmazva határoztuk meg. Az agyagásvány-összetétel vizsgálatokat a talajok 2 μ m alatti szemcseméret frakcióiból végeztük (a Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földtani és Geokémiai Intézetben).

A 2 μ m alatti frakciót az előzetesen desztillált vízben többször átmosott, diszpergált, majd porított mintákból ülepitéssel állítottuk elő. A duzzadó agyagásványok meghatározásához minden mintát etilén-glikollal telítettünk. Elvégeztük az összes minta hőkezelését is 350 illetve 550 °C-on, a kaolinit és a klorit elkülönítése, valamint a közberétegzett agyagásványok meghatározása érdekében. A domináns agyagásvány alapján csoportosítottuk a mintákat.

A kationos tenzid adszorpciója a vizsgált mintákon

Az általunk használt kationos felületaktív anyagot, a hexadecilpiridinium-klorid monohidrátot, vagy cetilpiridínium-kloridot (CPC) (Sigma-Aldrich Kft.) főként a gyógyszer- és a kozmetikai iparban alkalmazzák jó baktérium- és gombaölő tulajdonságai miatt (HRENOVIC et al., 2008). Szerkezeti képlete és egyéb jellemzői a 2. táblázatban láthatók.

2. táblázat: A hexadecilpiridínium-klorid monohidrát fontosabb tulajdonságai

Tulajdonságok	Érték	Szerkezeti képlet
a) Összegképlet	C ₂₁ H ₃₈ ClN•H ₂ O	
b) Molekulatömeg, g·mol ⁻¹	358,01	
c) Oldhatóság vízben, g·dm ⁻³ (20 °C)	50	
d) Sűrűség, g·cm ⁻³	0,37	
e) pH(H ₂ O), 10 g·dm ⁻³ (20 °C)	5,0–5,4	

A talajminták felületaktív anyaggal történő kezelését sztatikus egyensúlyi kísérletek (static equilibrium experiments) eredményei alapján (TÓTH, 2012; FÖLDÉNYI et al., 2013), az ún. „elárasztásos módszerrel” végeztük. A mintákhoz olyan mennyiségű tenzidet adtunk, amely mellett feltételeztük, hogy a talajszemcsék

felületén monomolekuláris tenzidborítottság alakul ki, ezáltal azok teljesen hidrofóbbá válnak. Ezt a borítottsági értéket a tenzidadszorpciós izotermák segítségével határoztuk meg. Az adszorpciós izotermák felvétele során 5 g analitikai pontossággal bemért szárított mintához (adszorbenshez) 5-5 cm³ desztillált vizet adtunk, majd az előkészített mintákat 24 óráig duzzadni hagytuk. Ezt követően a mintákra 45 cm³ megadott koncentrációjú tenzidoldatot mértünk. A koncentrációtartományt 1–100 mmol/cm³ tenzidtartalomra határoztuk meg, amelyet az adszorbensek különböző tulajdonságait figyelembe véve (kationcserélő-képesség, szervesanyag-tartalom) az izoterma (20 °C) első lépcsőjéhez közelítettük. A tenzid-tartalmú oldatok rámérése után a mintákat 60 percig rázattuk 150 1/min-es fordulattal. A rázatást követően az adszorpciós egyensúly beállása érdekében a mintákat újabb 24 óráig állni hagytuk.

Ezt követően a mintákat centrifugáltuk, 30 percig 3000 fordulat/perc sebességgel. A felülúszót redős szűrőpapíron keresztül szűrtük le, a vizes fázisban esetlegesen megmaradó szilárd részek eltávolítására. A szűrlet első 10 mL-ét kiöntöttük az esetleges (mikro)szennyeződések miatt. Az így előkészített mintákkal elvégeztük az analitikai vizsgálatokat Varian Cary 50 UV-VIS spektrofotométerrel.

A mérési sorozatokban az egyes koncentrációknak megfelelően három párhuzamos mintával dolgoztunk. A tenzid spektrumán 214 nm-en és 259 nm-en jelentkeztek csúcsok, ahol az előbbit vélhetőleg a C-N kötés, az utóbbit pedig az aromás gyűrű okozza. Mivel a humuszanyagok abszorbanciája a 200-230 nm-es tartományban igen jelentős, a tenzid koncentrációjának meghatározásához a 259 nm-t választottuk. A mérés (lineáris) tartománya $2,89 \cdot 10^{-5}$ – $6,98 \cdot 10^{-4}$ mol/dm³ volt. A mérés relatív hibája 1–3%, kimutatási határa 10^{-4} – 10^{-6} mol/dm³. A talajminták által adszorbeált fajlagos CPC mennyiségét az (4) egyenlet segítségével számítottuk:

$$q = \frac{(c_0 - c_e) \cdot V}{m} \quad (4)$$

ahol: q a fajlagos adszorbeált anyagmennyiség, mol/g adszorbens; c₀ az adszorptívum kezdeti koncentrációja, mol/cm³; c_e az adszorptívum egyensúlyi koncentrációja, mol/cm³; V az oldat térfogata, cm³; m az adszorbens tömege, g.

A minták tenzides kezelése

A kezelés első lépéseként a talajokat desztillált vízzel duzzasztottam 1 napig, (talaj:deszt.víz 1:1 arányban); majd hozzáadtam az adszorpciós izotermák alapján

számolt tenzidkoncentrációjú oldatot. A végső talaj:tenzidoldat aránya 1:10 volt. Állni hagytam 2 napon keresztül, sötét és hűvös helyiségben. Ezt követően dekantáltam, leszűrtem szűrőpapírral, majd pedig a 40 °C-on kiszáritottam a mintákat, megtörtem és 2 mm-es szitán átrostáltam. Így állt elő az a mintasor, amit a későbbiekben csak *tenzides mintáknak* nevezek.

Komputertomográfias vizsgálatok (CT)

Néhány minta esetében lehetőségem adódott CT vizsgálatokat végezni, a lehetséges mikroszerkezeti változások megállapítására. A komputertomográfias vizsgálatokat Lublinban végeztük, a Lengyel Tudományos Akadémia Agrofizikai Kutatóintézetében, Phoenix nanotom s készülékkel (GE). A vizsgálat elméleti alapjairól TAINA et al. (2007) tanulmányában olvashatunk összefoglalót. A talajmintákból mesterséges talajoszlopokat tömörítettünk, polietilén csövekben (átmérő 12 mm), a folyadékvezetési vizsgálatoknál alkalmazott azonos térfogattömegekkel. A voxel nagysága 6 µm volt.

Sík-féle higroszkóposág (hy₁) meghatározása

Higroszkópos nedvességnek azt a vízmennyiséget nevezzük, amelyet a száraz talaj a környező légtér páratartalmából megköt. Mivel nagysága a légtér relatív páratartalmán túlmenően a víz adszorpcióra képes fajlagos talajfelületétől is függ, ez pedig fordítva arányos a talajt alkotó szemcsék méretével, a higroszkópos nedvességtartalomtól következtetni lehet a fizikai talajféleségre is (DI GLÉRIA et al., 1957; VÁRALLYAY, 2003).

A mintákból közel 4 g-ot mértem be az edénykébe, három párhuzamos ismétlésben, majd az edénykéket exszikkátorba helyeztem 2 hétre. Az exszikkátorban az állandó páratartalmat (31,5%) a CaCl₂ * 6 H₂O biztosította. A mintákat 105 °C-on kiszáritottam, majd kiszámoltam a nedvességtartalmukat (m%).

Mikroaggregátum stabilitás (MiAS, %)

A mikroaggregátum stabilitást a Vageler-féle struktúrafaktor alapján számoltuk. Ehhez meghatároztuk a minták mechanikai összetételét a vonatkozó magyar szabvány, az MSZ-08-0205-78 szerint is Na-pirofoszfát oldattal (mint diszpergálószerrel), majd pedig a diszpergálószer elhagyásával is. A kétféle módon kapott agyagtartalmak (a 2 µm alatti frakciók) hányadosa adja a MiAS (%) -t (5). A

kezelt minták esetében nem a kontroll minta agyagtartalmához viszonyítottunk, hanem az adott kezeléshez.

$$MiAS = \frac{c_d - c_{nd}}{c_d} \times 100 \quad [\%] \quad (5)$$

ahol c_d a diszpergálószerrel kapott agyagfrakció, c_{nd} a diszpergálás nélkül kapott agyagfrakció

Minél nagyobb számértéket kapunk a vizsgált talajra, annál nagyobb arányban van az agyagtartalom koagulált állapotban, így annál hajlamosabb a talaj aggregálódásra.

Makroaggregátum stabilitás (MaAS, %)

A stabil makroaggregátumok arányát (*MaAS*) Eijkelkamp gyártmányú nedves szita berendezéssel (Wet sieving apparatus) határoztam meg 0,25 mm lyukbőségű szitával, három párhuzamos ismétlésben (2. ábra). A mintákból óvatosan kiszitáltam a 0,5 és 1 mm közötti frakcióból a méréshez szükséges mennyiséget, megközelítőleg 4 g-ot mérésenként. A módszertan szerint az 1 és 2 mm-es frakcióból kellett volna, azonban ez nem állt volna rendelkezésre minden kezelt minta esetében. Homok textúrájú talajok esetében ez az eljárás nem alkalmazható.

Mérés előtt előnedvesítés nem történt. A mintákat először desztillált vízben ráztuk 3 percig (34 min^{-1}) (f_{nd}), majd 2 g/l nátrium-pirofoszfát diszpergáló szert tartalmazó oldatban 8 percig (f_d). A vizes és a diszpergálószeres szuszpenziót tartalmazó főzőpoharakat homokfürdőn bepároltuk, majd egy 24 órás $105 \text{ }^\circ\text{C}$ -os szárítást követően kiszámítottuk a kétféle frakció arányából a stabil makroaggregátumok arányát (KEMPER & ROSENAU, 1986; DUNAI & TÓTH, 2015) (6):

$$MaAS = \left(\frac{f_d}{f_{nd} + f_d} \right) \times 100 \quad [\%] \quad (6)$$

ahol f_d a diszpergálószerrel kapott frakció, f_{nd} a desztillált vízzel kapott frakció aránya



2. *ábra*: Az Eijkelkamp nedves szítás berendezés
(forrás: <https://www.royaleijkelkamp.com>)

Telítési vízvezetőképesség mérés (Ksat)

A telítési vízvezetőképesség mérésekhez 100 cm^3 -es hengerekben (5 cm magas és 5 cm átmérőjű) mesterséges talajoszlopokat állítottam elő, legalább öt párhuzamos ismétlésben. A térfogattömegek egyformaságára ügyeltem. A nagyobb agyagtartalmú minták esetében nem töltöttem teljesen tele a hengereket, mert számítottam a minták duzzadásra.

A mintákat ezt követően alulról telítettem egy külön tálcában, fokozatosan adagolva a csapvizet (3. ábra). A csapvíz kémiai összetétele jobban hasonlít a talajvízéhez, mint a desztillált víz, ezért végeztem azzal a telítést és méréseket is (VÁRALLYAY, 1993b). Ez a telítési folyamat a minta mechanikai összetételétől függően időben változott: a homok textúrájú mintáknak 1-2 napon belül csillogni kezdett a teteje, a nagy agyag- és sótartalmú karcagi minta esetében ez több hónap volt.

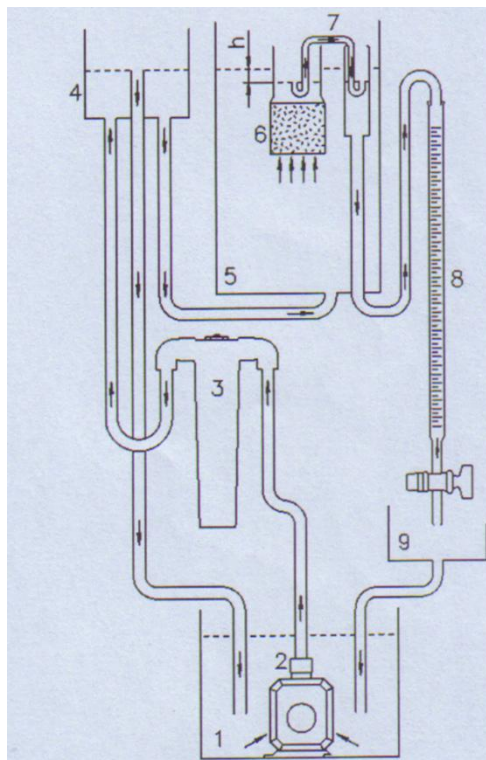


3. ábra: A mesterséges talajoszlopok telítése *(saját felvétel)*

A teljes telítést követően áthelyeztem a mintákat egy Eijkelkamp permeaméterbe (4. ábra), amelyben meghatároztam a telítési vízvezetőképességet. A műszer nyitott rendszerű volt, közvetlenül a vízhálózatra csatlakozott. Ennek az az előnye, hogy folyamatosan „friss” víz volt a berendezésben. Az eszköz sematikus rajza az 5. ábrán látható. A telített mintákat (az ábrán a 6.) behelyeztem a műszer tartályába (5.) a mintatartó gyűrűbe, majd fokozatosan beállítottam egy állandó külső folyadékszintet (4.) a talajminta szintje fölött 2-3 cm-rel. Az így kialakuló hidrosztatikai nyomáskülönbség hatására elkezd átáramolni a folyadék a mintán keresztül.



4. ábra. Eijkelkamp permeaméter *(saját felvétel)*



5. ábra: Az Eijkelkamp permeaméter sematikus rajza zárt rendszer esetén, állandó folyadéknomás módszer
(forrás: <https://www.royaleijkelkamp.com>)

Jó vezetőképességű talajok esetén az állandó folyadéknomás (*constant head*) módszerét lehet alkalmazni. Ekkor a mintán átszivárgó folyadékot egy szivornya csövecskével (7) egy bürettába (8) vezetjük, és mérjük, hogy időegység alatt mekkora térfogatú folyadékot engedett át.

Gyengébb, vagy rossz vezetőképességű talajok esetében a csökkenő folyadéknomás (*falling head*) módszerét alkalmaztuk, amikor is azt vizsgáljuk, hogy a minta felett a folyadékszint milyen gyorsan emelkedik. Addig kell folytatni a vizsgálatot, amíg a külső és a belső folyadékszint ki nem egyenlítődik.

A K_{sat} számításának az alapja a Darcy-törvény (7. egyenlet):

$$Q = -KA\left(\frac{\Delta h}{\Delta l}\right) \quad (7.)$$

ahol Q az átáramló vízhozam; K a hidraulikus vezetőképesség;
A minta keresztmetszete; $\Delta h/\Delta l$ a hidraulikus gradiens

A számított hidraulikus vezetőképesség értékek lognormális eloszlásúak, ezért mértani középértéket számoltunk (NIELSEN et al., 1973).

A telítési olajvezetőképesség meghatározása (K_o)

Ugyanolyan módon, mint ahogy a vízvezetőképesség mérésnél, ebben az esetben is mesterséges talajoszlopokat készítettem, ugyanolyan térfogattömeggel, szintén legalább öt párhuzamos ismétlésben. A mérésekhez egy aromás komponensektől mentes lakkbenzint, ún. Dunasol 180/220-at (MOL NYRT, Százhalombatta) használtam. A modellfolyadék fontosabb tulajdonságai a 3. táblázatban láthatóak.

1. táblázat: A Dunasol 180/220 fontosabb tulajdonságai

forráspont (°C)	179 – 217
sűrűség 15 °C-on (g/cm ³)	0,775
viszkozitás 20 °C-on (cP)	1,91
aromás alkotók (m/m%)	0
határfelületi feszültség (folyadék- levegő) 20 °C-on (N/cm)	25

A mintákat szintén alulról, fokozatosan telítettem a Dunasollal, ennél a folyadéknál gyorsabban megtörtént a teljes telítés.

A méréseket szintén egy Eijkelkamp permeaméterrel végeztem, amelyet némiképp módosítanunk kellett, hogy olajálló legyen, hosszass próbálkozások után találtuk csak meg azt a csövet, amely tartósan alkalmas a Dunasol elvezetésére és kellően rugalmas is. Ennél a készüléknél már zárt rendszerű berendezést használtam, ahol egy különálló kis tartályban is volt folyadékból (5. ábrán az 1), ahonnan egy kis bűvárszivattyú segítségével áramoltattuk a Dunasolt (2.). A számítást ugyanúgy a Darcy-törvény alapján végeztük.

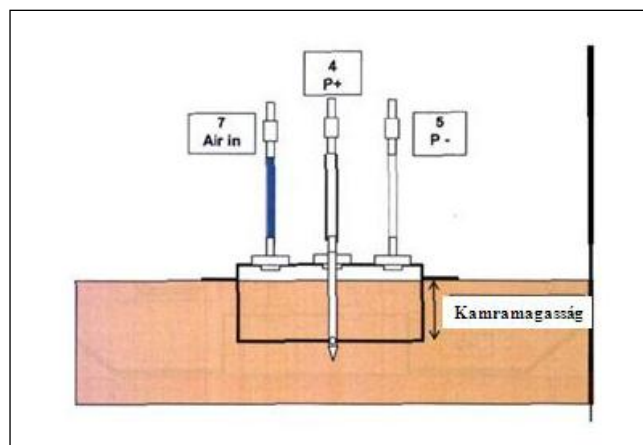
Légáteresztőképesség mérés (K_a)

A minták légáteresztőképességét egy UGT (Umwelt Geräte Technik GmbH, Müncheberg) PL-300-as készülékkel határoztam meg a laboratóriumban (6. ábra). A vizsgálatokhoz ~800 cm³-es (10 cm átmérőjű és 10 cm magasságú PVC csövekben) mesterséges talajoszlopokat készítettem, ugyanakkora térfogattömeggel, mint a folyadékvezetőképesség méréseknél, három párhuzamos ismétlésben.

A légáteresztő képesség tulajdonképpen egy arányossági tényező, mely a légáram mértéke és az áramlási távolság mentén mérhető nyomásgradiens között írható fel. A berendezés mindig a talajállapotnak megfelelő légáramlási formát biztosítja. Ehhez különböző mérőkamrák állnak rendelkezésre. A mérőberendezésben lévő kalibrált fúvókánál mérhető nyomásgradiensből meghatározható az áramlás sebessége. Egy másik nyomásérzékelővel mérhető a vizsgálandó talaj feletti nyomásváltozás, ebből pedig kiszámítható a légáram nyomásgradiense (7. ábra).



6. ábra: A PL-300-as légáteresztőképesség mérő (saját felvétel)



7. ábra: A légáteresztő képesség méréshez használt mérőcella (forrás: UGT, PL-300-as műszerkönyv)

A készülékkel mind terepen, mind laboratóriumban mérhető a légáteresztő képesség. A készlet standard légáteresztő képesség mérő berendezést tartalmaz, melyhez 0,03 - 60 cm/s méréstartományú mérőkamrák csatlakoztathatók. A készülék három mérőkamrájának egyike a Darcy-törvény szerinti homogén áramlást biztosít beépített nyomá szenzorral (a), a másik heterogén légáramlást mér bolygatatlan talajfelszínen (b), a harmadik pedig 250 cm³ térfogatú, bolygatatlan talajmintákban méri a légáteresztő képességet (átmérő 84 mm) (c).

Statisztikai vizsgálatok

Az eredmények statisztikai feldolgozásához SPSS és Excel programcsomagot is használtunk. Korrelációs vizsgálatokat is folytattunk a vizsgált paraméterek összefüggéseinek a megállapításához.

A talajminták fajlagos tenzidadszorpcióját varianciaanalízissel (SPSS 13.1/One-way ANOVA) hasonlítottuk össze. A statisztikai próbák alkalmazása előtt teszteltük az összehasonlítandó csoportok szóráseloszlását (Levene-próba). Amennyiben a csoportok szórása szignifikánsan különbözött, a hagyományos Duncan teszt helyett a Dunett T3 tesztet használtuk a középértékek különbözőségének elbírálásakor. A statisztikai próbák eredményeit nagybetűs jelölésekkel adtuk meg (a különböző betűjelzések az egymástól – 5%-os szignifikancia szinten – eltérő csoportokat jelölik).

Bioszenes vizsgálatok

Ez a kísérletsorozat egy OTKA pályázathoz kapcsolódott, amelyben a bioszén alkalmazásának hatását vizsgáltuk a talaj nitrogén körforgalmára különböző földhasználati módoknál.

A vizsgált talajminta és az alkalmazott bioszén

A vizsgálatba vont talajminta vályog fizikai féleségű, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, amely egy régóta szőlőművelés alatt álló terület (Balatoncsicsó) tárcsázott felső 28 cm-es rétegéből származik. A főbb tulajdonságokat a 4. táblázatban mutatjuk be.

A bioszén kereskedelmi forgalomban vásárolható (Sonnenerde, Ausztria), European Biochar Certificate (EBC) tanúsítvánnyal rendelkezik. Pyreg reaktorban készült papírostokból és gabonahéjből közel 600 °C-on. Tulajdonságait szintén az 4. táblázatban soroltuk fel.

2. táblázat: A kontrol talajminta és a bioszén alap tulajdonságai

	Mechanikai összetétel *			pH- H ₂ O	szerves C (%)	összes N (%)	CaCO ₃ (%)
	< 6,6 μm (%)	6,6 – 52,5 μm (%)	52,5 – 2000 μm (%)				
bioszén	1,57	13,90	84,52	10,33	27,89	1,01	-
talaj	24,13	50,03	25,84	7,94	0,93	0,14	10,4

* Makó et al., 2016 alapján, a mérethatárok magyarázatát lásd a mikroaggregátum stabilitás vizsgálatoknál.

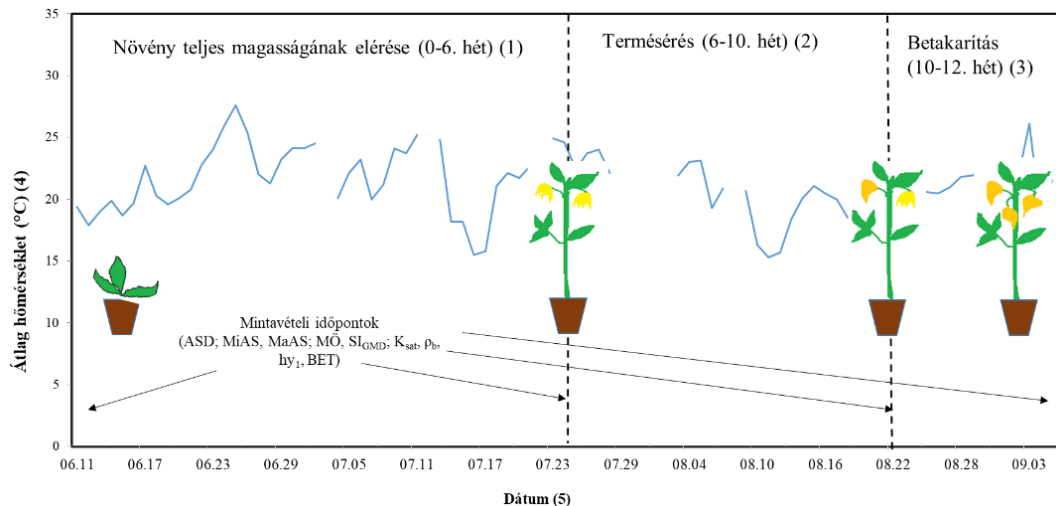
A bioszenes kísérletben alkalmazott módszerek

A bioszenes kezelés

A légszáraz, 2 mm-es szitán átrostált talajmintákhoz három különböző arányban, 0,5; 2,5 és 5% (m/m) kevertünk bioszén (a továbbiakban BC0,5; BC2,5 és BC5). Ezekből a keverékekből 2 kg-ot cserépbe (14 cm magas, 18 cm széles) helyeztünk, 7 párhuzamos ismétlésben. A cserepekbe 2–4 leveles állapotban alma paprika (*Capsicum annuum* L.) palántát ültettünk. A cserepedényeket ezt követően természetes (kerti) környezetbe helyeztük, ahol napsütés és csapadék is érte őket. A palántákat kétnaponta, illetve szükség esetén öntöztük, alkalmanként 200 ml csapvízzel. A cserepekben nedvességmérő szondát helyeztünk el (ECRN-100,

Decagon Devices Inc., Pullman, WA). A kontroll mintákat ugyanilyen módon kezeltük, csak nem adagoltunk hozzá bioszenet (a jelölése a továbbiakban: K).

A kiültetést követően három időpontban történt egy-egy cserépbontás: a növény teljes magasságának elérésekor a 6. héten; terméséréskor a 10. héten és a betakarításkor a 12. héten (7. ábra) (a továbbiakban: W6, W10 és W12). Minden egyes cserépbontás után a taljból a gyökereket eltávolítottuk, a mintákat szobahőmérsékleten megszártítottuk, és 2 mm-es szitán ismét átrostáltuk. A kísérlet 2016 júniusától szeptemberig tartott.



8. ábra: Az átlag hőmérséklet és a mintavételi időpontok a kísérlet során (HOREL et al., 2019a nyomán)

Sik-féle higroszkóposság (hy_1) meghatározása

Ugyanúgy történt, mint a tenzides mintáknál.

Mikroaggregátum stabilitás (MiAS, %)

A mikroaggregátumok stabilitását ugyanúgy a Vageler-féle struktúra faktor mintájára, a mért agyagfrakciók alapján számoltuk ki. Desztillált vízzel és diszpergáló szerrel is meghatároztuk a minták százalékos agyagtartalmát, majd a kétféle agyagtartalom arányából következtettünk a stabil mikroaggregátumok mennyiségére (VAGELER, 1932). Azonban a bioszén alacsony sűrűsége miatt a hagyományos (szítás-pipettás) ülepítéssel eljárások itt nem voltak alkalmazhatóak. A teljes mechanikai összetételt és így az agyagtartalmakat is lézerdiffrakciós módszerrel (LDM) határoztuk meg Malvern Mastersizer 2000-es készülékkel HydroG diszpergáló egységben, három párhuzamos ismétlésben. Ultrahangos kezelést is végeztünk a mérés előtt négy percig,

75%-os teljesítménnyel. Kémiai diszpergáló szerként az ún. Calcant (33 g Na-hexametafoszfát és 7 g Na-karbonát literenként) használtuk. A következő műszerbeállításokat alkalmaztuk: az ún. „*general purpose analysis*” és az „*irregular shape ratio*”; a Mie-elmélet alapján számoltunk, így a refrakciós index vízre: 1,33, talajra: 1,52; az abszorpciós index: 0,1 volt; a fénygyengítési mutatót („*obscuration*”) 10 és 20% között tartottuk, a keverési sebesség pedig 1750 rpm volt (BIEGANOWSKI et al., 2010; RYŻAK & BIEGANOWSKI, 2010; MADARÁSZ et al., 2012). A csak desztillált vízzel történő mérés során nem volt sem kémiai, sem ultrahangos diszpergálás. Az agyag szemcsefrakció felső mérethatárát korábbi vizsgálataink alapján (MAKÓ et al., 2016) 6,6 µm-nél húztuk meg, melyet a hazai szabvány szerinti pipettás és lézerdiffrakciós módszerrel meghatározott mechanikai összetétel eredményeket tartalmazó összehasonlító adatbázis alapján állapítottuk meg.

A diszpergált és a nem diszpergált szemeloszlási görbék alapján kiszámoltuk a szemcsék átlagos geometriai átmérőjét is (*Geometric mean diameter, GMD*) [8], a hányadosuk alapján pedig egy aggregátum-stabilitási indexet (SI_{GMD}) is számoltunk.

$$GMD = \exp \left[\frac{\sum_{i=1}^n w_i \log \bar{x}_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \right] \quad [8]$$

ahol a w_i az aggregátumok tömege egy adott x_i átlagos átmérőjű frakcióban; $\sum_{i=1}^n w_i$: a minta összes tömege

Makroaggregátum stabilitás (MaAS)

A vizsgálat hasonlóképpen történt, mint a tenzides mintáknál, annyi különbséggel, hogy az 1 és 2 mm közötti frakcióból történt a mérés; valamint a vizsgálat előtt volt egy óvatos előnedvesítés.

Aggregátumok méret szerint megoszlása (ASD)

Az aggregátumok méret szerinti megoszlását (aggregate size distribution, ASD) száraz szitálással határoztam meg a következő lyukbőségű szitákkal: 0,25 mm; 0,5 mm és 1 mm (KEMPER & ROSENAU, 1986). 100 g talajmintát rázattam, a szitarázógép maximális, 10-es fokozatán öt percen keresztül, három párhuzamos ismétlésben.

A szerkezetes talajok osztályozottsági fokának számszerűsítésére az U egyenlőtlenségi mutatót (U_{ASD}) határoztam meg a kumulatív aggregátum eloszlási

görbe 60 és 10 tömegszázalékához (d_{60} és d_{10}) tartozó átmérők hányadosaként (9). Az alacsonyabb U érték nagyobb tömöríthetőségre utal (KÉZDI, 1974).

$$U_{ASD} = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad [\text{mm}] \quad (9)$$

A telítési vízvezetőképesség (K_{sat})

A mérés ugyanúgy történt, mint a tenzides minták esetében: mesterséges 100 cm³-es talajoszlopokon, zárt rendszerű Eijkelkamp permeaméterrel, csapvízzel, három párhuzamos ismétlésben.

Fajlagos felület meghatározása

A vízgőz adszorpció/deszorpció izotermáit a PN-Z-19010-1 a lengyel szabvány eljárásnak megfelelően gravimetriás módszerrel kaptuk (a Lengyel Tudományos Akadémia Agrofizikai intézetében, Lublinban). A 4 g tömegű talaj- és bioszénkeverék-mintákat üvegedénybe helyeztük, és a kénsavoldat koncentrációjának fokozatos növelésével (adszorpció lépés; SSA_{ads}), majd csökkentésével (deszorpció lépés; SSA_{des}) kénsavoldat fölé helyeztük. A minták az adszorpció/deszorpció minden egyes pontján két napig voltak. Az adszorbeált/deszorpcióban lévő vízgőz mennyiségét a vizet tartalmazó minta és a 105 °C-on szárított minta közötti különbségeként számoltuk ki. A méréseket háromszor ismételtük meg állandó hőmérsékleten (20 °C).

A fajlagos felület meghatározása a Brunauer-Emmett és Teller (BET) [10] egyenlet alkalmazásával történt:

$$\frac{x}{N(1-x)} = \frac{1}{C_{BET} N_m} + \frac{(C_{BET} - 1)}{C_{BET} N_m} x \quad (10)$$

ahol N az adszorbeált vízgőz mennyisége, a C_{BET} pedig egy állandó. Ha az egyenletet az adszorpció adatokra a $0 < p/p_0 < 0,35$, $x = p/p_0$ relatív nyomások tartományában alkalmazzuk, akkor az lehetővé teszi az egyrétegű kapacitás (N_m) meghatározását.

Ebből az összefüggésből pedig kiszámítható a fajlagos felület (SSA_{wv}) (11):

$$SSA_{wv} = N_m \cdot M^{-1} \cdot L \cdot \sigma \quad (11)$$

ahol L az Avogadro-szám ($6,022 \times 10^{23}$ molekula/mol), M a gőz molekulatömege (g/mol) és σ a molekula keresztmetszeti területe ($10,8 \times 10^{-20}$ m² a vízmolekula esetében).

SSA_{ads} és SSA_{des} az adszorpciós és deszorpciós adatokból meghatároztuk a talaj fajlagos felületét. Ezzel a módszerrel a minták külső és belső felületeit számoltuk ki. A talaj fajlagos felületét fizikai adszorpcióval határoztuk meg Mircomeritics Flowsorb 2300 II műszerrel (SSA_{N2}). A DeSorb 2300A készüléket használtuk a tényleges mérések előtt a behelyezett mintákból az összes gőz és gáz termikus eltávolítására. A talajrészecskéken nagy tisztaságú nitrogéngázt (5,0) vezettünk át a minták tisztítása érdekében. Ezután az előkészített mintákat a Flowsorb II.2300-as készülék vizsgálati kamrájába helyeztük, ahol az adszorpciót folyékony nitrogén hőmérsékleten, 29,6% nitrogént tartalmazó hélium-nitrogén gázkeverékkel végeztük. Ezt követően megmértük az adszorbeált gáz térfogatát. A fajlagos felületmérések eredményeit a BET-egyenlet (9. egyenlet) segítségével dolgoztuk fel. Mivel a nitrogén nem poláros, így a talajrészecskék külső felületéről is információt kaphattunk.

Statisztikai vizsgálatok

A statisztikai vizsgálatokat SPSS 13.0 programmal végeztük. Független mintás t-próbát, egyváltozós varianciaanalízist alkalmaztunk és Duncan vagy Tamhane's tesztet alkalmaztunk a változók homogenitása alapján, melyet a Levene próba szerint állapítottunk meg. A bioszenes kezelés és növényfejlődési szakaszok során bekövetkező változások (a továbbiakban: „idő”) hatását az egyes talajtulajdonságokra dobozdiagrammal (boxplot) értékeltük. A kezelés és az „idő” együttes hatásának elemzését varianciaanalízissel is elvégeztük (ANOVA, általános lineáris modell). A különböző talajtulajdonságok közötti kapcsolatokat lineáris regresszióval vizsgáltuk.

Eredmények

A kationos felületaktív anyag hatása a talajtulajdonságokra

Ásványtani vizsgálatok

A minták ásványos összetételét az 5. táblázatban mutatjuk be. Az ásványtani eredmények alapján – az uralkodó és a talajtulajdonságokat befolyásoló agyagásványok szerint – a vizsgált talajok hat csoportba sorolhatóak. A csoportokat az adszorpciós jellegek alapján a kedvezőbbtől a kevésbé kedvezőbbig tüntettük fel. Az agyagásványos tulajdonságokat az egyéb talajalkotók (szervesanyagok, vas-oxidok) módosíthatják, ezek a csoportosításban kiemelésre kerültek.

5. táblázat: A minták félmennyiségi ásványos összetétele (%)

Minta kód	Duzzadó agyag-ásványok	Illit/Csillám	Klorit/Kaolinit	Kvarc	K-földpát	Plagioklász	Kalcit	Dolomit	Goethit
1	4	15	5	62	2	12	0	0	0
2	2	10	4	70	2	12	0	0	0
3	2	10	5	68	2	12	0	0	2
4	2	3	2	76	7	10	0	0	0
5	5	5	3	70	4	10	0	0	3
7	5	8	6	62	3	6	0	0	10
8	5	10	6	40	3	10	13	13	0
9	2	7	6	58	5	10	10	2	0
10	30	0	10	50	10	0	0	0	0
11	0	5	90	5	0	0	0	0	0
12	4	20	4	60	2	10	0	0	0

Mintakódok: 1) Karcag, réti szolonyec B szint; 2) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, A szint; 3) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, B szint; 4) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, A szint; 5) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, B szint; 6) Salföld, pannon kvarc homok; 7) Magyarzombatfa, pszeudoglejes barna erdőtalaj, B szint; 8) Paks, lösz; 9) Kápolnásnyék, mészlepedékes csernozjom, A szint; 10) Mád, Bentonit; 11) Zettlitz, Kaolin; 12) Kisújszállás, réti talaj A szint

1. **Szmektites (kis rétegtöltésű montmorillonitos) talajok.** A karcagi (1.) és a kisújszállási (12.) minták döntően montmorillonitos jellegűek. A nagy agyagásvány-tartalom mellett a talaj agyagásványos karaktere nagymértékben befolyásolja a szorpciós, folyadékvezetési és -visszatartási folyamatokat. A talaj agyagásványai közül a talaj szmektiteket jellemzi általában a legnagyobb

adszorpciós kapacitás és duzzadóképeség. Ezen talajok tulajdonságai – az ásványi őrlemény minták közül – a *bentonit*hoz (10) hasonlíthatóak; lényeges különbség azonban a talajminták viszonylag nagy humusztartalma (2,00 és 2,76%).

2. **Vermikulitos talajok.** A *magyarszombatfai* talaj (7.) az előző csoporthoz hasonlóan kedvező szorpciós tulajdonságú. A vermikulit rétegek közötti duzzadása kisebb a szmektittekhez képest. A minta agyagásványos tulajdonságait azonban az agyagszemcséket összetapasztó vas-oxihidroxid (goethit, ferrihidrit) bevonatok számottevően módosíthatják.
3. **Szmeaktit is tartalmazó illites minták.** A *paksi lösz* (8.) nagy karbonát tartalmú (kalcit és dolomit). A kisebb goethit mennyiség mellett illitet és szmektitet is tartalmaz.
4. **Klorit/vermikulit tartalmú talajok.** A *keszthelyi* (2. és 3.) és a *várölglyi* (4. és 5.) erdőtalajokból származó mintákat klorit közberétegződésű vermikulit jellemzi. A kevert szerkezet az előző csoportokhoz képest kisebb adszorpciós és vízmegkötő kapacitást jelent. A klorit/vermikulit mellett jellemző a kaolinit, így ezek a minták az ásványi őrlemény minták közül a *kaolinnal* (11.) vethetők össze.
5. **Illit és klorit tartalmú talajok.** A *kápolnásnyéki* csernozjomban (9.) a duzzadó agyagásványok hiánya lassú talajfolyamatokra (agyagosodás) utal. A mintában a szorpciós tulajdonságokat a szervesanyagok határozzák meg (szervesanyag-tartalom: 3,7 %).
6. **Nagy kvarctartalmú minták.** Külön csoportba sorolható a *salföldi pannon homok* (6.) minta, mely agyagásványt egyáltalán nem tartalmaz, szinte kizárólag kvarcból áll.

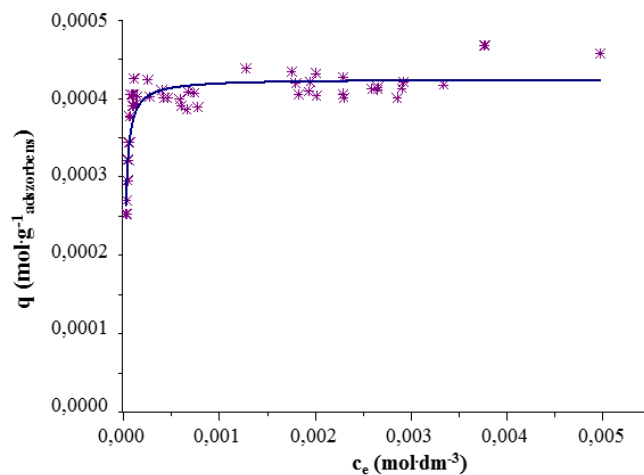
Adszorpciós izotermák értékelése

A becsült monomolekuláris CPC borítottság kialakításához szükséges tenzidmennyiségek meghatározásának módját a kisújszállási réti talaj (12.) példáján mutatjuk be. A 8. ábra szemlélteti a talaj által – a CPC oldat koncentrációjának függvényében – 20 °C-on adszorbeált tenzidmennyiségeket, illetve a mért értékekre illesztett Langmuir-típusú izotermát. Ahhoz, hogy a hidrofób réteg kialakulását vizsgálni tudjuk, a 8. ábra nem árul el elegendő információt, hiszen a Langmuir-egyenlet alapján illesztett izoterma csak a teljesen telítődött réteg kialakulását képes pontosan behatárolni, ami kationos tenzidek esetében már a micellák megkötődésével

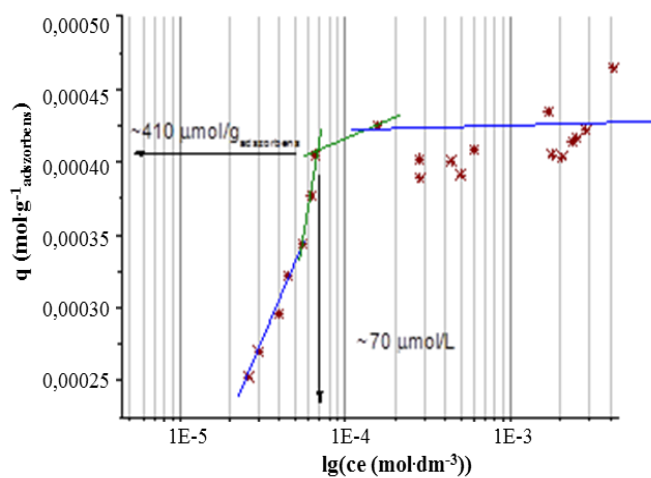
is jár. Ennek köszönhetően a felülethez kapcsolódó CPC molekulák hidrofób végükkel a monomolekuláris réteg kialakulásánál képesek befolyásolni a felület hidrofil/hidrofób tulajdonságait, ami pedig nem az izoterma telítődésekor, hanem még az első, nagy affinitású szakaszban jelentkezik.

Annak érdekében, hogy a hidrofób réteget vizsgálhassuk, a fajlagos adszorbeált mennyiségeket az egyensúlyi koncentráció (tíztes alapú) logaritmusának függvényében kell felvenni.

Az illesztett görbe telítődő jelleget mutat, amelynek első szakasza – a Giles-féle csoportosítás (GILES et al., 1960) szerint – a nagy affinitású H-típusra utal. A görbe alapján azonban csak a maximális adszorbeált mennyiséget (bimolekulás réteg kialakulása) tudjuk behatározni, ami a CPC, mint kationos tenzid esetében a micellák több rétegű megkötődésével jár.



8. ábra: A kistűszállási réti talaj CPC adszorpciójának mérési pontjai



9. ábra: Monomolekuláris CPC réteg meghatározása a réti talaj esetében

A monomolekuláris (hidrofóbizáló) réteg az izoterma első, nagy affinitású szakaszában alakul ki. Ennek meghatározásához a fajlagos adszorbeált mennyiséget célszerű az egyensúlyi koncentráció (tíztes alapú) logaritmusának függvényében ábrázolni (9. ábra). A H-típusú izoterma kezdeti szakaszának változásai ugyanis a normál skálán nem érzékelhetőek. A logaritmizálást követően az izotermán négy különálló szakasz különíthető el (FAN et al., 1997; ATKIN et al., 2003) (10. ábra).

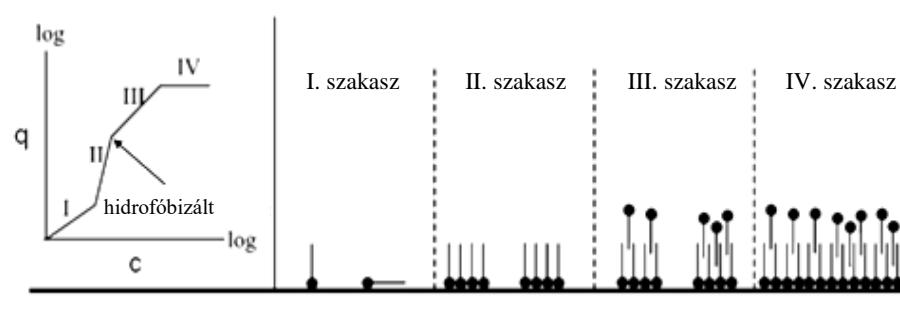
Az I. szakaszban az adszorpciót elsősorban az elektrosztatikus kölcsönhatások befolyásolják. A molekulák, csekély számuk miatt elszórtan helyezkednek el a felületen, így a közöttük lévő kölcsönhatás elhanyagolható.

A II. szakaszban az egyre növekvő számú tenzidmolekulák orientációra kényszerítik a szomszédos megkötődött molekulákat, aminek köszönhetően közel egységes – a tenzidmolekuláknak köszönhetően – töltés semleges hidrofób felület alakul ki. Ebben az izoterma szakaszban, bár jelen vannak már különféle kölcsönhatások az adszorbeált anyag molekulái között, a molekulák még elsősorban monomerek formájában fordulnak elő.

A III. szakaszban a folyadékfázisban jelenlévő nagy mennyiségű tenzidmolekulák kölcsönhatásba lépnek a már adszorbeálódott molekulákkal, aminek következtében adszorbeálódott micellák alakulnak ki a felületen. Az ellentétes orientációnak köszönhetően a felületen ebben a szakaszban elkezd kialakulni a tenzidre jellemző (+) töltés egyenletes eloszlása.

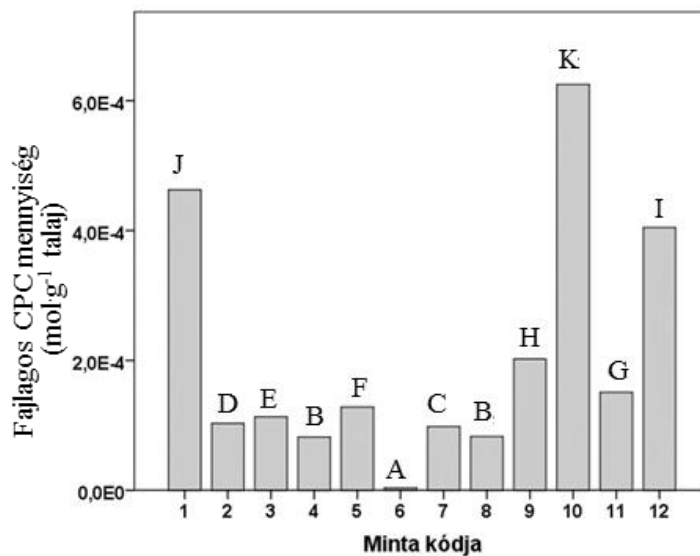
A IV. szakaszban ez az ellentétes irányítottsággal adszorbeált tenzidréteg is kialakul, amelyet az izoterma telítési szakasza jelez.

A szakirodalom alapján tehát a hidrofób tulajdonságokat biztosító monomolekuláris tenzidborítottság (hidrofób felület) a II. és III. szakasz metszeténél olvasható le (FAN et al., 1997).



10. ábra: Ionos tenzidek irányított adszorpciója (FAN et al., 1997 nyomán)

A leírt példa szerint meghatároztuk a vizsgált talajok (adszorbensek) hidrofóbizálásához szükséges fajlagos tenzidmennyiségeket (11. ábra). Az ábrán bemutatott tenzidadszorpciós értékeket elemezve megállapítottuk, hogy az egyes minták monomolekuláris rétegborítottságához szükséges tenzidmennyiségek mintánként általában szignifikánsan eltérőek. A fajlagos CPC-mennyiséget a nagy agyagtartalmú, szemektites minták esetében (1., 10. és 12) találtuk a legnagyobbak, a salföldi homokmintánál pedig a legkisebbnek.



11. ábra: A monomolekuláris rétegborítottság eléréséhez szükséges fajlagos CPC-mennyiségek összehasonlítása.

(Az eltérő betűk a szignifikánsan különböző értékeket jelölik, Dunett T3 próba)

Mintakódok: 1) Karcag, réti szolonyec B szint; 2) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, A szint; 3) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, B szint; 4) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, A szint; 5) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, B szint; 6) Salföld, pannon kvarc homok; 7) Magyarszombatfa, pszeudoglejes barna erdőtalaj, B szint; 8) Paks, lösz; 9) Kápolnásnyék, mészlepedékes csernozjom, A szint; 10) Mád, Bentonit; 11) Zettlitz, Kaolin; 12) Kisújszállás, réti talaj A szint

A továbbiakban azt vizsgáltuk, hogy a talajminták mely tulajdonságai állnak kapcsolatban a monomolekuláris telítettségénél adszorbeált fajlagos tenzidmennyiségekkel (később ld. „tenzidadszorpció”). Számítottuk a Pearson-féle korrelációs együtthatókat (SPSS Analyse/Correlate/ Bivariate) (6. táblázat).

A korrelációs vizsgálatok alapján a tenzidadszorpciót befolyásoló (egymással szoros kapcsolatot nem mutató) talajparaméterek bevonásával többváltozós regresszióanalízist végeztünk (SPSS/Analyse/Regression/Linear/Backward

elimination) abból a célból, hogy a megvizsgáljuk a talajtulajdonságok – esetleges – együttes hatását a CPC adszorpcióra.

A 6. táblázatot elemezve megállapítható, hogy a fajlagosan adszorbeált tenzidmennyiség erős sztochasztikus kapcsolatban áll az agyagtartalommal, a BET fajlagos felülettel, az összes kicserélhető kation mennyiségével (T-érték) és a (szintén monomolekulárisnak tekinthető) adszorbeált vízgőz mennyiségével (hy_1). Gyengébb, de még szignifikáns kapcsolatot mutat továbbá a talajok kémhatásával (desztillált vizes pH).

6. táblázat

A megkötött tenzidmennyiségek és a talajtulajdonságok közötti kapcsolat vizsgálata

	Fajl. CPC, mol g talaj ⁻¹	Agyag + Fe, % #	pH (H ₂ O)	szerves- anyag %	CaCO ₃ , %	BET- felület, m ² ·g ⁻¹	T-érték, mgeé· 100g ⁻¹	hy ₁
Fajl. CPC, mol g talaj ⁻¹	1							
Agyag + Fe, % #	0,856**	1						
pH(H ₂ O)	0,498**	0,413*	1					
szervesanyag, %	0,194	0,089	-0,178	1				
CaCO ₃ (%)	-0,17	-0,239	0,299	0,078	1			
BET-felület, m ² ·g ⁻¹	0,899**	0,902**	0,206	0,155	-0,239	1		
T-érték, mgeé·100g ⁻¹	0,888**	0,791**	0,347*	0,503**	0,096	0,841**	1	
hy ₁	0,929**	0,834**	0,233	0,376*	-0,177	0,957**	0,917**	1

Megjegyzés: a korreláció szignifikáns: a * 0,05, illetve ** 0,01 szinten.

Agyag és Fe-ásványok együttesen

A monomolekuláris rétegborítottság eléréséhez szükséges tenzid mennyisége és a talajok szervesanyag-tartalma közti pozitív korreláció statisztikailag nem igazolható. Hasonlóan nem igazolható a karbonát tartalommal mutatott gyenge negatív korreláció sem. Ezek a talajtulajdonságok a többi tulajdonsággal együtt, komplex módon befolyásolják a tenzidadszorpciót.

A monomolekuláris rétegborítottság kialakításához szükséges tenzid mennyiséget meghatározó talajtulajdonságok hatását leíró többváltozós lineáris regressziós kapcsolatokat a 7. táblázatban mutatjuk be. Mindkét egyenlet esetén figyelmen kívül hagytuk T-értéket és higroszkópossgot, az általuk számos tulajdonsággal mutatott szoros korrelációk miatt (6. táblázat). Az 1. egyenlet esetében

az agyagtartalmat, míg a 2. egyenlet esetében a BET-felületet hagytuk meg mint lehetséges független változót, mivel ezek is egymással szoros korrelációs koefficiens értéket mutattak (0,902**).

7. táblázat

A CPC adszorpciót leíró regressziós egyenletek, $y = \text{Fajl. CPC, mol/g talaj}^{-1}$

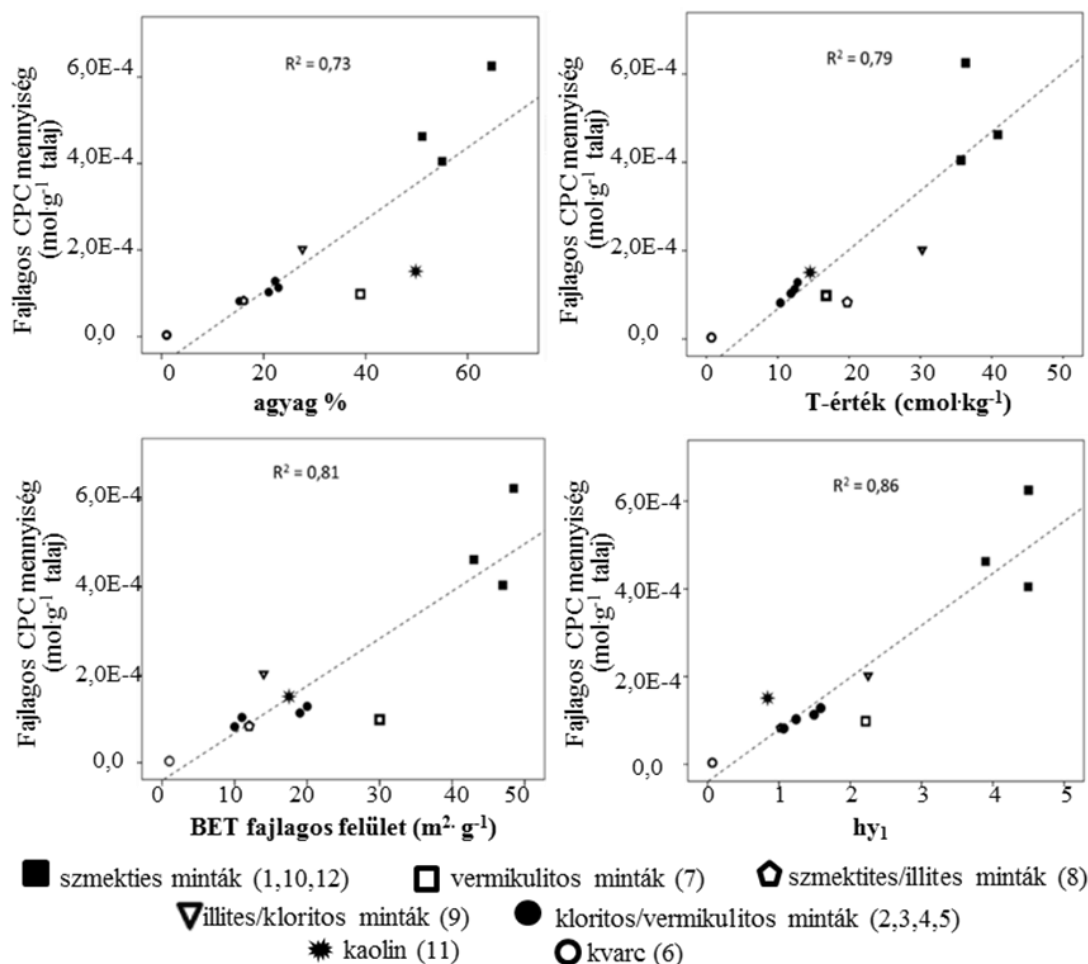
Ssz.	Regressziós egyenlet	R ²	N
1.	$y = 7,32E-06 \cdot \text{agyag \%} + 2,69E-05 \cdot \text{szervesanyag.tart \%} + 3,91E-05 \cdot \text{pH(H}_2\text{O)}$	0,78	36
2.	$y = 9,15E-06 \cdot \text{BET} + 2,55E-05 \cdot \text{szervesanyag-t. \%} + 7,29E-05 \cdot \text{pH(H}_2\text{O)} - 2,78E-06 \cdot \text{CaCO}_3 \% - 0,001$	0,94	36

A tenzidadszorpcióra gyakorolt hatás szempontjából erős kapcsolatot jelez az agyagtartalom, a BET-felület, a szervesanyag-tartalom, a kémhatás és a mésztartalom.

Vizsgáltuk az ásványtani tulajdonságok és a monomolekulárisan megkötött tenzid mennyisége közötti korrelációt. A 12. ábrán bemutatjuk az adszorbeált felületaktív anyag mennyiségét a tenzidadszorpcióval legszorosabb összefüggést mutató paraméterek függvényében, agyagásvány csoportonként jelölve az összetartozó értékpárokat. A kaolint itt önállóan ábrázoltuk.

Az adszorpciók eredményeket az adszorbens talajtulajdonságokkal összehasonlítva megállapítottuk, hogy a CPC adszorpciójában nagy szerepe lehet ugyan a duzzadó agyagásvány-tartalomnak, de ezt a hatást számos egyéb körülmény módosíthatja. A szemkites minták (1, 10, 12) CPC adszorpciója a legnagyobb, amely összefügg azzal is, hogy ezek a minták tartalmazzák a legnagyobb arányú agyagfrakciót. A nagy agyagtartalomhoz képest kiugróan nagy a bentonit (10) tenzidadszorpciója (a duzzadó agyagásványok mennyisége ~30%). Adatainkkal egyezően az adszorbeált tenzid mennyisége és a duzzadó agyagásvány-tartalom között SALLOUM és munkatársai (2000) szintén lineáris összefüggést találtak.

Az összes talajalkotó ásvány mennyiségéhez képest lényegesen kevesebb (~4%) szemkiteset tartalmazó karcagi (1.) és kisújszállási (12.) minták tenzidadszorpciója közti különbség – a karcagi réti szolonyec talajminta javára – a felületek töltésviszonyainak különbségével magyarázható (a két talaj T-értéke: ~41 és ~36 mgé·100 g⁻¹).



12. ábra: A monomolekuláris rétegborítottság eléréséhez szükséges fajlagos CPC mennyiségek összefüggése az ásványtani sajátosságokkal és néhány talajtulajdonsággal

Mintakódok: 1) Karcag, réti szolonyec B szint; 2) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, A szint; 3) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, B szint; 4) Várvölgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, A szint; 5) Várvölgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, B szint; 6) Salföld, pannon kvarc homok; 7) Magyarszombatfa, pszeudoglejes barna erdőtalaj, B szint; 8) Paks, lösz; 9) Kápolnásnyék, mészlepedékes csernozjom, A szint; 10) Mád, Bentonit; 11) Zettlitz, Kaolin; 12) Kisújszállás, réti talaj A szint

Az ugyancsak duzzadó agyagásványt, vermikulitot tartalmazó (~5%) magyarszombatfai pszeudoglejes barna erdőtalaj (7.) minta az agyagtartalmához képest is nagyon kevés tenzidet adszorbeált. Elképzelhető, hogy ennél a mintánál is bekövetkezett valamilyen kisebb mértékű duzzadás, rácsközi adszorpció, ám a külső és belső felületek nagy részét lefedték a talajmintára jellemző goethit és egyéb vasoxid-hidroxid bevonatok.

A még szintén ~5% duzzadó agyagásványt (szmektitet) tartalmazó paksi lösz (8.) esetében nem tapasztaltunk az agyagtartalom alapján becsülhetőhöz képest kiugró

tenzidadszorpciós értékeket. Ennek összetett oka lehet. A megnövekedett tenzidadszorpciót indokolná ugyan a külső és belső felületeken jelenlévő viszonylag nagyszámú negatív töltés (T-érték: ~ 20 mgeé $\cdot 100$ g⁻¹), ám ennek hatását ellensúlyozza (csökkenti) a többi mintától eltérően nagy kalcit- és dolomit-tartalom, ezzel összefüggésben a szmektit Ca²⁺ telítettsége. Hasonló eredményeket kaptak MA és munkatársai (2013) is.

A duzzadó agyagásványokat tartalmazó mintákról megállapítható továbbá, hogy – a bentonit (10.) kivételével – olyan kicsi a duzzadó agyagásvány-tartalmuk, hogy annak hatását jórészt elfedik az agyagtartalombeli különbségek. Ezért lehet az, hogy a külső felületek hatását leíró (BET), a poláros külső és belső felületek hatását leíró (hy_1) és az agyagtartalom hatását leíró regressziós egyenesekhez képest hasonló összefüggést mutattak a minták mért tenzidadszorpció értékei.

A duzzadó agyagásványokat nem, vagy csak igen kismértékben tartalmazó 2., 3., 4. és 5. talajminták CPC adszorpciója jó összefüggést mutat mind az agyagfrakció mennyiségével, mind a T-értékkal, mind pedig a nitrogén és vízgőz-adszorpcióval. SÁNCHEZ-MARTÍN és munkatársai (2008) nem találtak lineáris összefüggést a megkötött kationos felületaktív anyag mennyisége és a T-érték között.

A tenzidadszorpció jórészt a külső agyagásvány felületek negatív töltéshelyein történik. Ezt igen kis mértékben módosítja csak a minták szervesanyag-tartalma. A nagy szervesanyag-tartalmú (3,7%), duzzadó agyagásványokat nem tartalmazó csernozjom minta (9.) tenzidadszorpciója azonban némiképp eltérő bélyegeket mutat.

A megkötődött CPC mennyisége az agyagtartalom alapján becsülhető értéknél kis mértékben, a BET-felület alapján becsülhetőtől nagyobb mértékben eltér (nagyobb). Ebből arra következtethetünk, hogy a minta szervesanyag-tartalma is részt vesz a CPC adszorpcióban. Ugyanakkor a talaj T-értéke alapján lényegesen nagyobb tenzidadszorpciót várnánk. Az agyagtartalomhoz képest mért nagy negatív töltés (~ 30 mgeé $\cdot 100$ g⁻¹) egyértelműen a csernozjom minta nagy szervesanyag-tartalmával magyarázható. A humuszanyagoknak azonban – a szakirodalmi adatokkal egybevágóan (pl. KRISHNA MURTI et al., 1966; KUHNT, 1993) – csupán az organominerális komplexumokba be nem épülő része növeli a CPC adszorpciót.

Az agyagásvány felületekhez kapcsolódó humuszanyag molekulák lefedik a negatív töltéshelyeket, és a CPC konkurensként viselkednek. Ennél a mintánál (9.) a vízgőz-adszorpciós (hy_1) értékek ugyanakkor jól követik a CPC adszorpciót –

feltehetően hasonló a humuszanyagok hatása a vízgőzadszorpcióra is, mint a tenzidadszorpcióra.

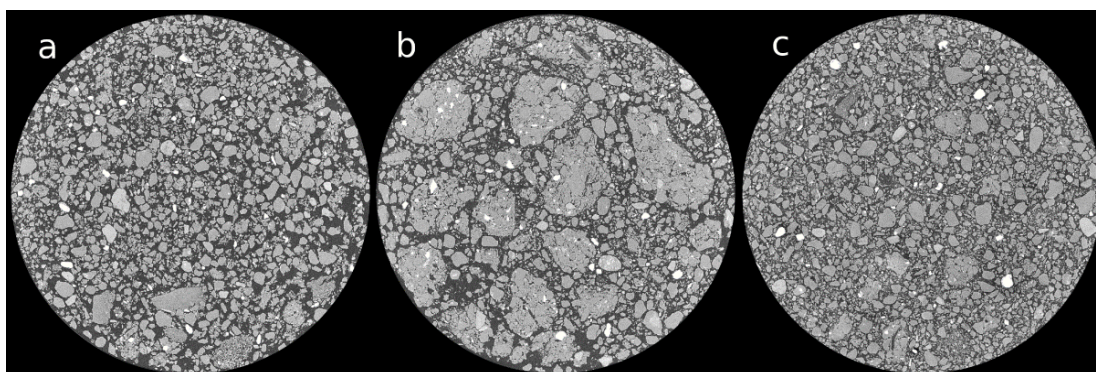
A kaolin minta (11.) CPC adszorpciója a vizsgálatok tanúsága szerint a negatív külső felületeken következik be. Értéke jól becsülhető mind a BET-felület, mind pedig a T-érték alapján. Ugyanakkor nagy az eltérés az agyagtartalom alapján becsülhető és a mért tenzidadszorpció között, melynek oka elsősorban a minta zömét alkotó kaolinit ásvány többi agyagásványhoz viszonyított igen kicsi ($\sim 18 \text{ m}^2 \cdot \text{g}$) fajlagos felülete és kis ($\sim 15 \text{ mge} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$) T-értéke (XU & BOYD, 1995a; SALLOUM et al., 2000). A kvarchomok (6.) a regressziós egyenesek viszonyítási pontjának tekinthető, az agyagfrakciót nem tartalmazó kvarc a kis felületen, minimális negatív töltés mellett elhanyagolhatóan kis mennyiségű tenzid adszorpciójára képes.

A monomolekuláris tenzidborítottság talajfizikai hatásai

Az elárasztásos technika során erős szerkezetleromlást, „eliszapolódást” tapasztaltam, emiatt célszerűnek tűnt a talajminták csak desztillált vízzel, tehát tenzid hozzáadása nélkül, történő kezelését is elvégezni azonos körülmények között. Így tehát a továbbiakban a *kontroll*, a *desztillált vizes* és a *tenzides* mintákkal dolgoztam.

CT vizsgálat

A mikrotomográfos vizsgálatok ténylegesen alátámasztották az előbb említett szerkezetleromlást. A felvételeken (13. ábra) jól látható az elárasztásos technika során fellépő eliszapolódás: az jelű képen a desztillált vízzel kezelt; a b) jelűn a kontroll, míg a c) jelűn a a tenziddel kezelt talajminta látszódik.

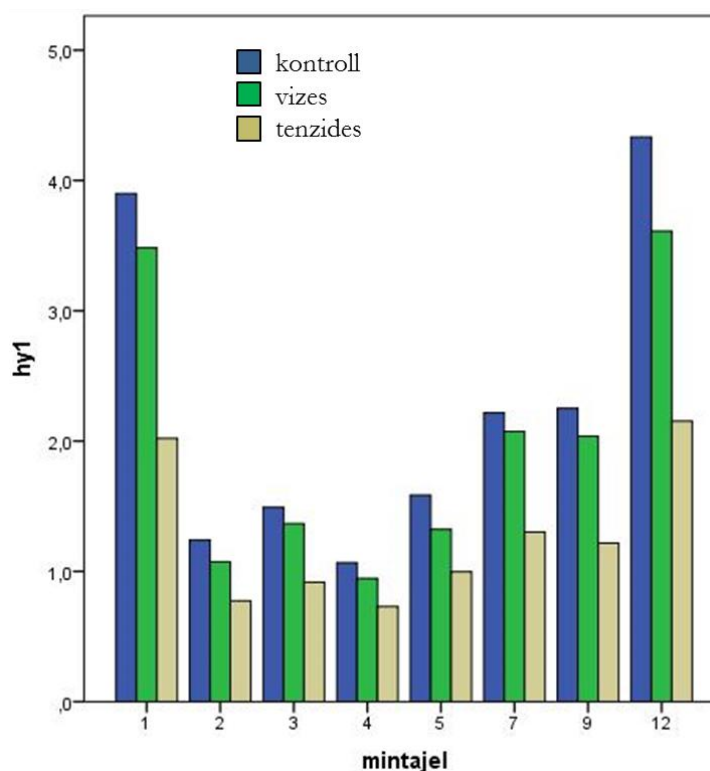


13. ábra: A desztillált vizes, a kontroll és a felületaktív anyaggal kezelt karcagi minta CT felvétele (a minta átmérője 12 mm)

Higroszkóposság vizsgálat

Mindkét kezelés (desztillált vizes és tenzides) következtében csökkent az adszorbeált vízgőz mennyisége a kontroll mintákhoz képest (14. ábra). A csökkenés a desztillált vizes „kezelés” esetén kisebb, a tenzides kezelés esetében lényegesen nagyobb volt. Ennek oka lehet az elizapolódás is, és az is, hogy hidrofóbbá váltak a minták a tenzid hatására. A CPC-vel kezelt minták vízgőzadszorpciójának mértéke a hazai textúra osztályozás szerint a homokos vályog textúrájú talajokéhoz vált hasonlónak (14. ábra). A legnagyobb változás a nagy agyagtartalmú 1., karcagi, és 12., kisújszállási minták esetében fordult elő. Az agyagásványok és a humuszanyagok felszínén, vagy egyéb negatív töltésű felületeken megkötődő kationos felületaktív anyag elfoglalta a vízmolekulák kapcsolódására alkalmas kötőhelyek egy részét.

A minták hidrofóbbá válását CSATÁRI és munkatársai (2013), valamint és FÜLEKI-VERESS és munkatársai (2023) kontaktszög mérésekkel és beszivárgási idő vizsgálatával (*water drop penetration time*) is igazolta.



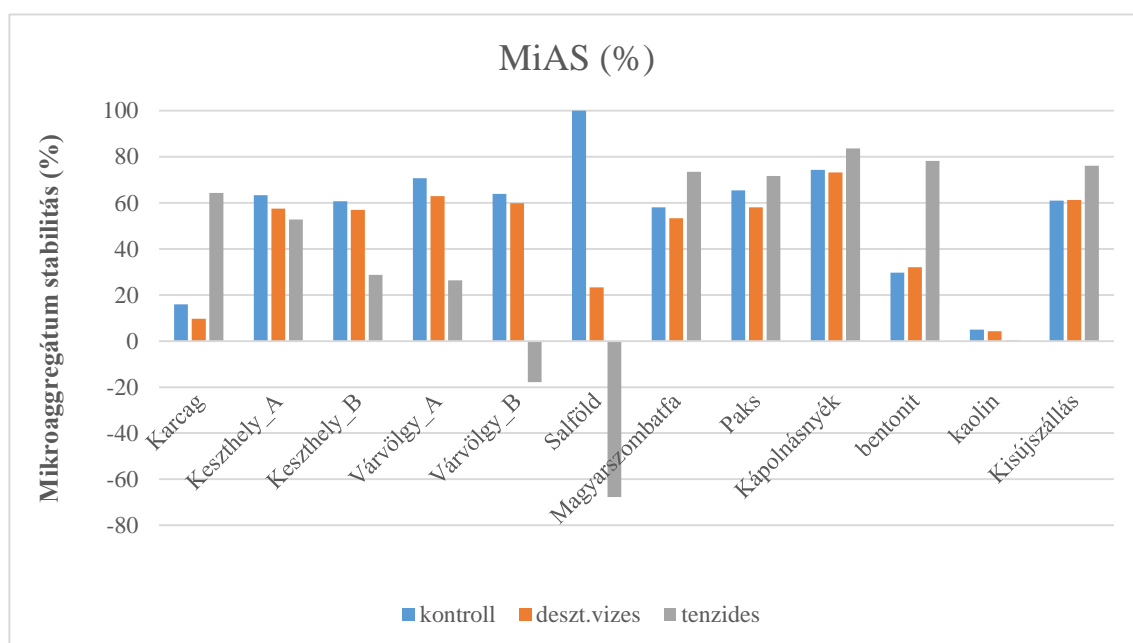
14. ábra: A különböző módon kezelt minták higroszkópossági értékei

Mintakódok: 1) Karcag, réti szolonyec B szint; 2) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, A szint; 3) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, B szint; 4) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, A szint; 5) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, B szint; 7) Magyarszombatfa, pseudoglejes barna erdőtalaj, B szint; 9) Kápolnásnyék, mészlepedékes csernozjom, A szint; 12) Kisújszállás, réti talaj A szint

A mikroaggregátum stabilitás értékek

A mechanikai összetétel vizsgálatokkal kapott agyagtartalmakból számítottuk a Vageler-féle struktúrafaktort. A kaolin minta esetében a tenzides kezelésnél erőteljes habzást tapasztaltunk, amely némileg megnehezítette a mintavételt. A MiAS értékek változatosan alakultak (15. ábra).

A Várvölgy_B és a Salföld minták esetében negatív MiAS értékeket kaptunk a tenzides kezelést követően, ezeken kívül a keszthelyi Ramann-féle barna erdőtalaj A és B szintje, a várvölgyi A szint, és a kaoliné csökkent a kontrollhoz képest, tehát ezeknél a mintáknál az aggregálódásra való képesség csökkent. Alacsonyabb MiAS értékek az eleve kisebb kationcserélő-képességgel rendelkező mintáknál fordultak elő, illetve a karcagi szolonyec talajnál is, ami utalhat arra, hogy az már eredetileg is némiképp diszpergált volt. A többi minta mikroaggregátum stabilitása emelkedett a CPC hidrofóbizáló hatásának következtében. XU és BOYD (1995b) egy hasonló kationos felületaktív anyag esetében ezt azzal magyarázták, hogy első lépésben a tenzid kationcserével kötődik a talajszemcsék felületére; a második szakaszban viszont több pozitív töltés alakult ki a mikroaggregátumok felületén, ami diszperzióhoz vezethet.



15. ábra: A mikroaggregátum stabilitás értékek az egyes kezeléseknél

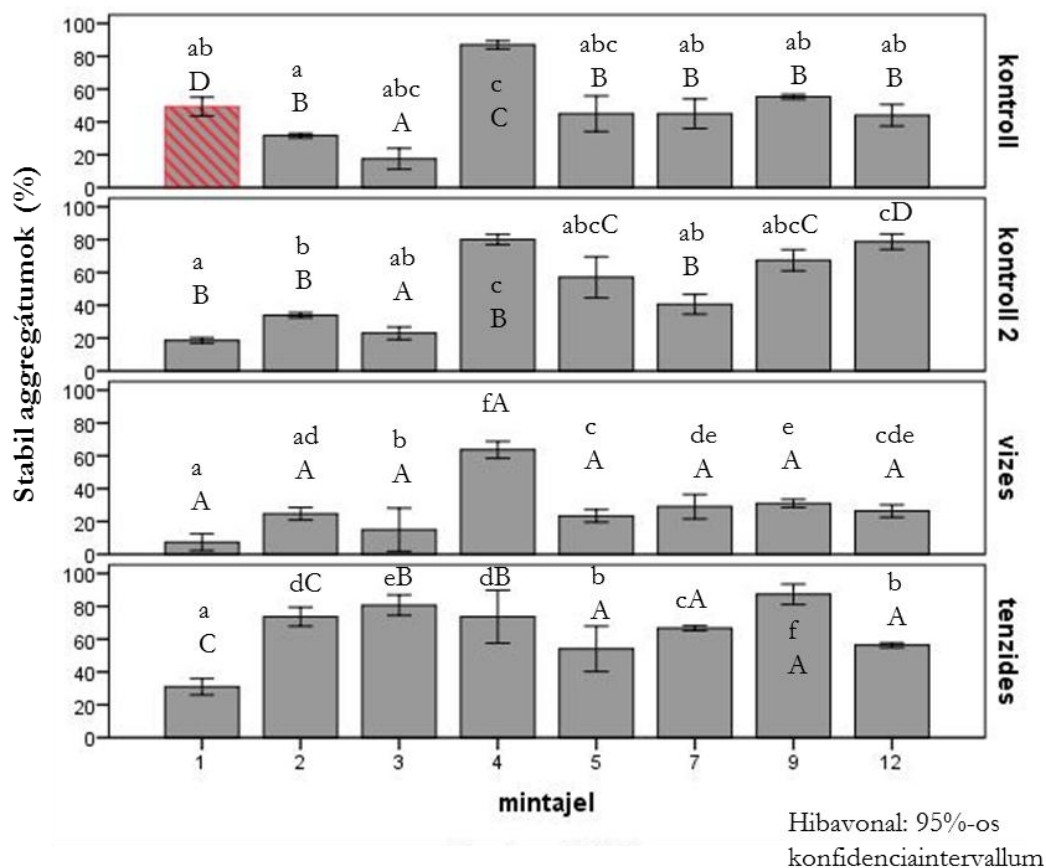
Az is okozhatja a mikroaggregátumok szétesését, hogy ha a tenzid mennyisége elérte a kritikus micellaképző koncentrációt (cm_c), amely megnövelheti a szervesanyagok oldódását (QI et al., 2017). A tenzides minták esetében az is kérdéses

lehet, hogy a diszpergálószer „hozzáfér-e” a mintákhoz a tenzid borítás miatt. A kontroll és a desztillált vizes MiAS értékek között nem volt nagy különbség.

A makroaggregátum stabilitás vizsgálatok eredményei

A kontroll karcagi réti szolonyec (1.) és a kisújszállási réti talajra (12.) közel 50%-os aggregátum stabilitási együtthatót kaptunk, amely alapvetően nem jellemző ezekre a talajtípusokra (16. ábra). Ezért méréseinket összevetettük MIÓKOVICS és munkatársai (2011) eredményeivel, akik más műszerrel (Petzenkirchen) ugyanezen mintaanyag 1–2 mm-es frakciójából határozták meg a stabil aggregátumok arányát („kontroll2”). A kisebb agyag- és Na-tartalmú mintáknál hasonló eredményeket kaptunk a két kontroll csoportnál. A vizes és a tenzides eredményeket összevetve jól látható minden esetben a hidrofóbizálás aggregátum stabilitást növelő szerepe (KUHNT, 1993). Legnagyobb emelkedést a Ramann-féle barna erdőtalaj B szintjénél (a 3. mintánál) tapasztaltunk. Aggregátum stabilitás növekedését írtak felületaktív anyaggal történő kezelést követően DOBOZY és kollégái (1970), valamint MIÓKOVICS és munkatársai (2011) is.

Ahogy a mikroaggregátum-stabilitás vizsgálatoknál, itt is felvetődik a kérdés, hogy a tenziddel való kezelés mennyire és milyen mértékben befolyásolhatja a vizsgálat diszpergálószeres lépését. A tenzid vélhetően „beburkolta” az aggregátum felületét, viszont kérdéses, hogy a vizes oldat hozzáfért-e a felületekhez, hogy a víz be tudott-e szivárogni. Kérdéses az is továbbá, hogy ha el is érte is a diszpergálószer a tenzides felületeket, akkor le tudja-e szorítani a pirofoszfát oldat Na-tartalma a kationos tenzid molekulát a negatív töltésű felületekről és utána ki tud-e alakítani ott egy megfelelő vízburkot?



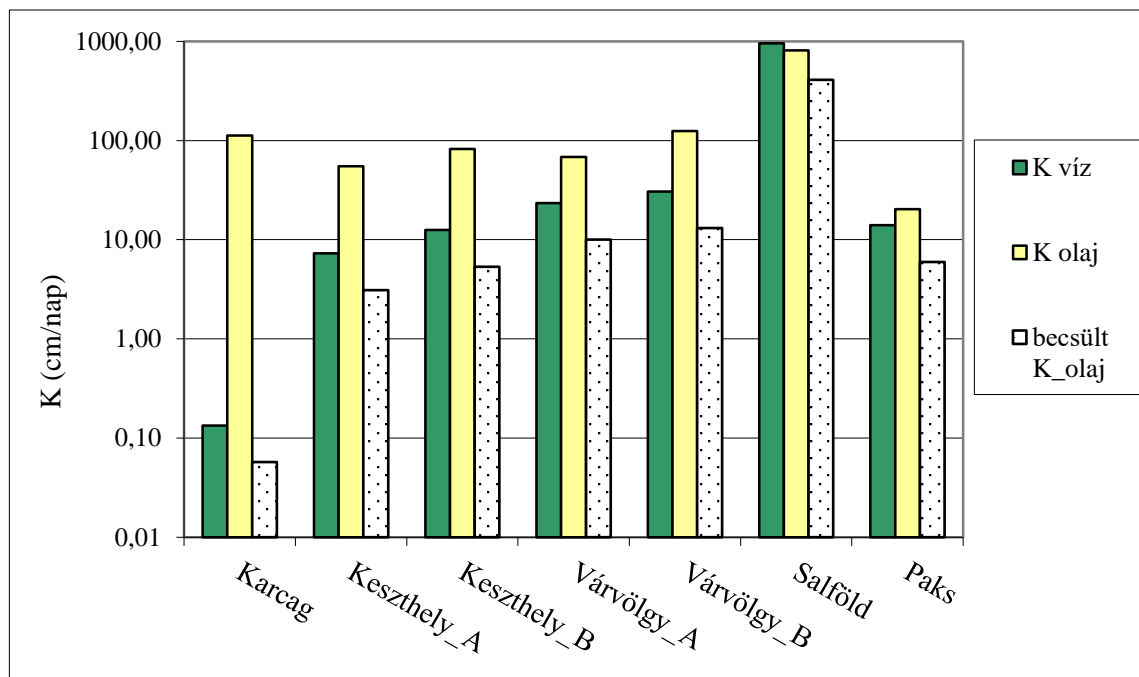
16. ábra: A stabil aggregátumok arányának változása kezelésenként (az eltérő kis betűk a minták, a nagy betűk pedig a kezelések közötti szignifikáns különbségeket jelölik)

Mintakódok: 1) Karcag, réti szolonyec B szint; 2) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, A szint; 3) Keszthely, Ramann-féle barna erdőtalaj, B szint; 4) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, A szint; 5) Várvolgy, agyagbemosódásos barna erdőtalaj, B szint; 7) Magyarszombatfa, pszeudoglejes barna erdőtalaj, B szint; 9) Kápolnásnyék, mészlepedékes csernozjom, A szint; 12) Kisújszállás, réti talaj A szint

Folyadékvezető képesség vizsgálatok

A mesterséges talajoszlopok készítésekor ügyeltem arra, hogy a térfogattömeg azonos legyen. Azonban azt tapasztaltam, hogy a felületaktív anyaggal kezelt minták esetében a térfogattömeg nagyobb, mint a desztillált vízzel kezeltéké, mert megnövekedett a mikroaggregátumok (250 µm alatti) mennyisége.

A telítési vízvezető-képesség vizsgálatokor a telítési idő elhúzódása okozott gondot a nagy agyagtartalmú (réti szolonyec és a réti mintáknál), amiben a réti szolonyec minta magas nátrium tartalma is nagyban közrejátszott.



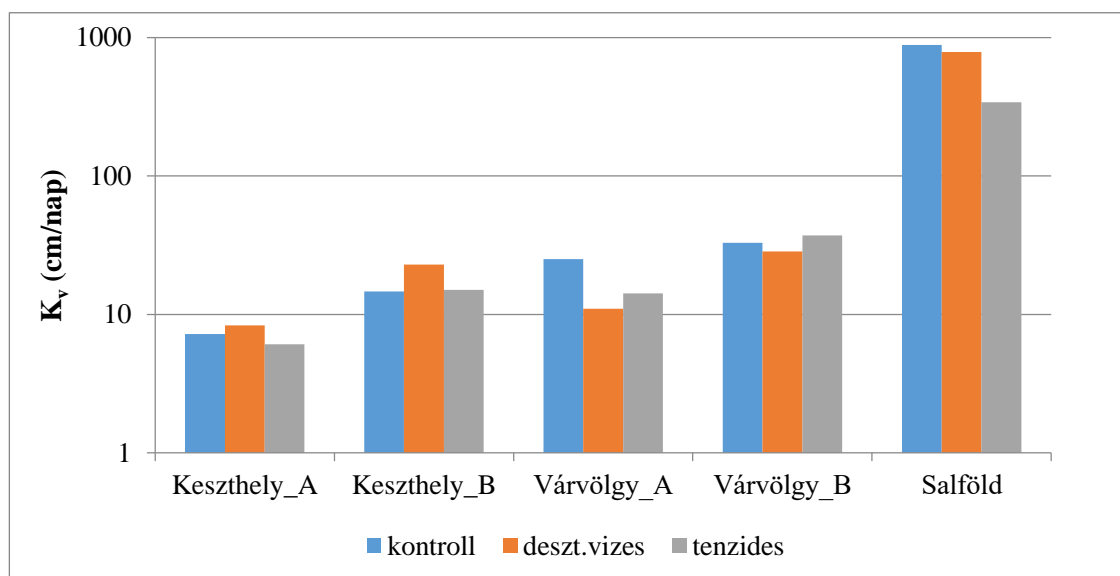
17. ábra: A kontroll minták víz- és olajvezető képessége, valamint becslés a Kozeny–Carman-egyenlettel

A kontroll minták telítési folyadékvezető-képesség értékei a kétféle folyadékkal a 17. ábrán láthatóak. Az olajvezetőképeség értékek minden esetben nagyobbak voltak, mint a vízvezető képesség értékei, kivéve a salföldi kvarchomoknál, ahol nem volt lényegi eltérés a két permeabilitási érték között.

Az olajvezetőképeséget (K_o) becsültük a gyakran alkalmazott Kozeny–Carman-egyenlettel, a vízvezetőképeség (K_v) valamint a folyadékok viszkozitása (μ) és sűrűsége (ρ) alapján:

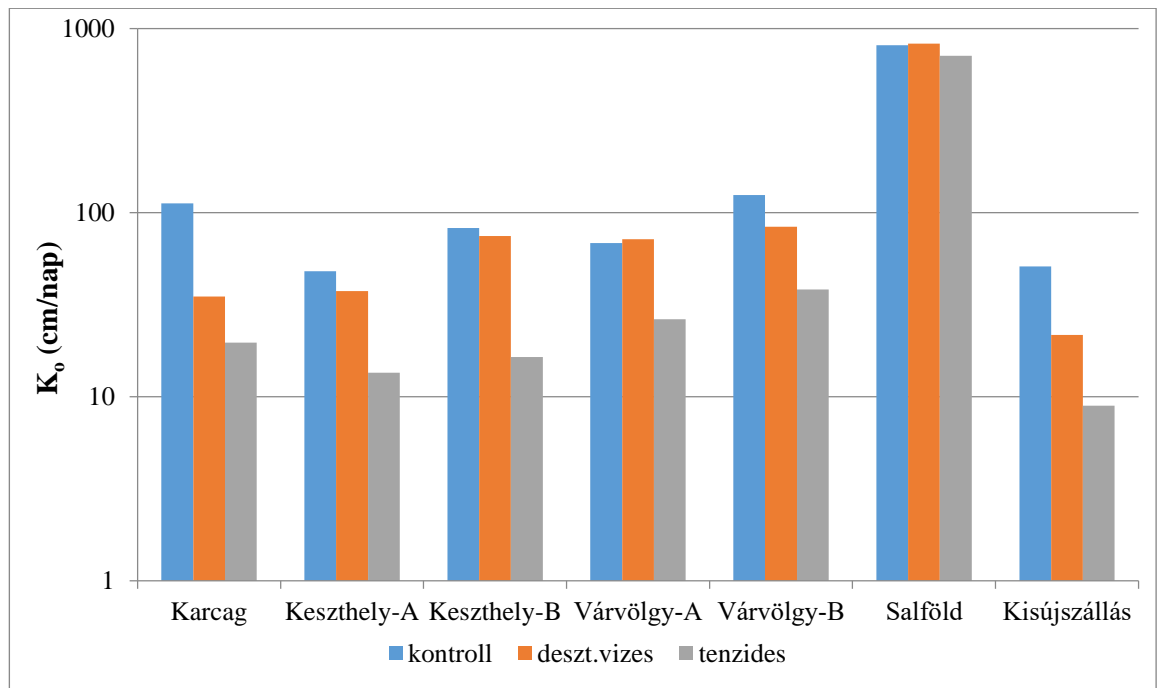
$$K_o = K_v \cdot (\mu_v \cdot \rho_o) / (\mu_o \cdot \rho_v)$$

Ez a becslés a homok textúrájú mintáknál (pl. Salföld) viszonylag pontos eredményt adott, azonban a nagy agyagtartalmúaknál (pl. Karcag) nagyságrendi különbségeket számolt.



18. ábra: A kezelt minták telítési vízvezető-képessége

Mint a 9. táblázat megmutatta, a tenzides kezelés esetén a regressziós elemzés nem talált a telítési vízvezető-képességet erősen befolyásoló alapvizsgálati tulajdonságot, csupán a légáteresztőképességet. Ugyanakkor a 18. ábrán bemutatott vízvezető-képesség változások feltételezhetően a talajok homoktartalmához és szervesanyag-tartalmához köthetők. Növekvő homoktartalom (ennek erősebb a hatása) és növekvő szervesanyag-tartalom egyre nagyobb különbséget (csökkenést) eredményezett a kontroll és tenzides talajok telítési vízvezető-képesség értékeiben. Ez összefüggést mutathat a talajok térfogattömeg változásával (pl. a Keszthely_A: kontroll: 1,55; deszt.vizes: 1,60; tenzides: 1,62 g/cm³), és a pórusrendszer átrendeződésével (a gravitációs pórusok aránya emelkedett (CSATÁRI et al., 2013; MAKÓ et al., 2013; BARNA et al., 2016)), valamint a tenzid víztaszító hatásával.



19. ábra: A telítési olajvezető képesség a kontroll és a kezelt mintáknál

A salföldi homoknál mindkét folyadék esetén, mindegyik kezelésnél állandó folyadéknomás módszerét alkalmaztam. A többi talajnál csak a kontroll olajvezetés volt az állandó folyadéknomás, de a kezelt mintákat a csökkenő folyadéknomás módszerével vizsgáltam.

A minták szervesfolyadék-vezetőképességét igazolhatóan befolyásolja mind a talajminta minősége (agyagtartalma, szerkezetessége stb.), mind pedig az alkalmazott előkezelés (desztillált vízzel, illetve tenziddel) (BARNA et al., 2013).

A felületaktív anyaggal való kezelés hatására az olajvezető-képesség csökkent, nemcsak a desztillált vízzel kezelt mintákhoz képest, hanem a kezeletlen talajokhoz képest is (19. ábra). A legnagyobb mértékű csökkenést a 3. számú mintánál (Ramann-féle barna erdőtalaj B szintjénél, amelynél a legnagyobb az agyag-, és legkisebb a homoktartalom) tapasztaltuk. A desztillált vízzel kezelt minták telítési NAPL-vezetőképessége igazolhatóan nagyobb, mint a kationos tenziddel kezeltéké.

Az olajvezető-képesség időben is változhat, egyrészt a szennyező folyadék természetes degradációja/lebomlása miatt, másrészt többen az agyagásványok széteséséről számoltak be (pl. IZDEBSKA-MUCHA & TRZCIŃSKI, 2008; ABOUSNINA et al., 2015).

A gravitációs pórusterben (P_{grav}) visszatartott víz térfogatszázalékban (tf%) kifejezett mennyisége mindegyik mintánál emelkedett, a magyarszombatfai

pszeudoglejes barna erdőtalaj (7) kivételével – ennek oka feltételezhetően a magas duzzadó agyagásvány tartalma. Legnagyobb változást a karcagi (1) mintánál tapasztunk. A gravitációs pórusterek tapasztalt növekedése nagy valószínűség szerint az aggregátum stabilitás növekedésével magyarázható leginkább: a telítés során nem esnek szét (illetve nem duzzadnak meg) a hidrofobizált talajaggregátumok, így a pórusok is nagyobbak maradnak. A felületi feszültség csökkentése és a kontakt szög (szilárd felszín – vizes fázis között) csökkenése miatt a víztartó-képesség is csökkent (KARAGUNDUZ et al., 2001; CSATÁRI et al., 2013; MAKÓ et al., 2013).

A kationos felületaktív anyaggal – egy rétegben – kezelt minták esetében további pórusméret csökkenést okoz az immár hidrofób felületen könnyebben megkötődő Dunasol mennyisége is – amely tovább csökkenti a vezetőképességet. Hasonló eredményeket kaptak RASHID és munkatársai (2004), akik egy víztározó anyagot egy kationos tenziddel kezelve azt tapasztalták, hogy csökken annak a /víz/vezetőképessége, ugyanakkor a szerves szennyező megkötődése emelkedett.

8. táblázat: A telítési olajvezetőképesség értékek varianciaanalízise

Tests of Between-Subjects Effects

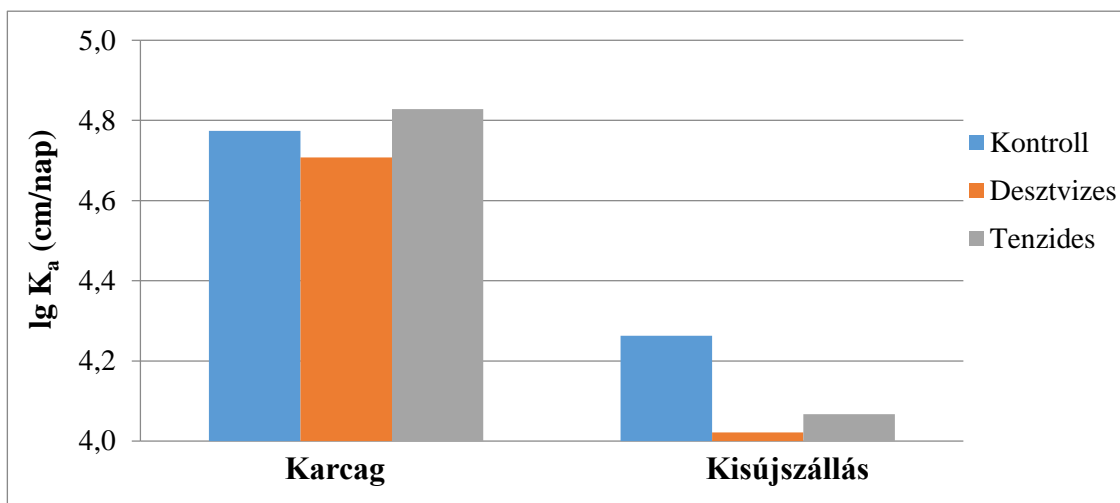
Dependent Variable: Olajos (cm/d)

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	53761713,2 ^a	7	7680244,745	55,167	,000
Intercept	189493053	1	189493053,3	1361,117	,000
mintajel	13205608,2	3	4401869,401	31,618	,000
kezeléskód	38761554,2	1	38761554,24	278,422	,000
mintajel * kezeléskód	3115200,815	3	1038400,272	7,459	,000
Error	31045788,2	223	139218,781		
Total	254795886	231			
Corrected Total	84807501,5	230			

a. R Squared = ,634 (Adjusted R Squared = ,622)

A varianciaanalízis (ANOVA, One way, Duncan test) igazolta, hogy az olajvezetőképesség az adott talajmintánál és kezelésnél szignifikánsan eltérő (8. táblázat).

A két nagy agyagtartalmú minta légáteresztő-képesség értékei a 20. ábrán láthatóak: a desztillált vizes kezelés hatására csökkent a kontrollhoz képest, tenzid hatására a réti szolonyec esetében kis mértékben növekedett, a réti talaj esetében viszont csökkent a légáteresztő képesség.



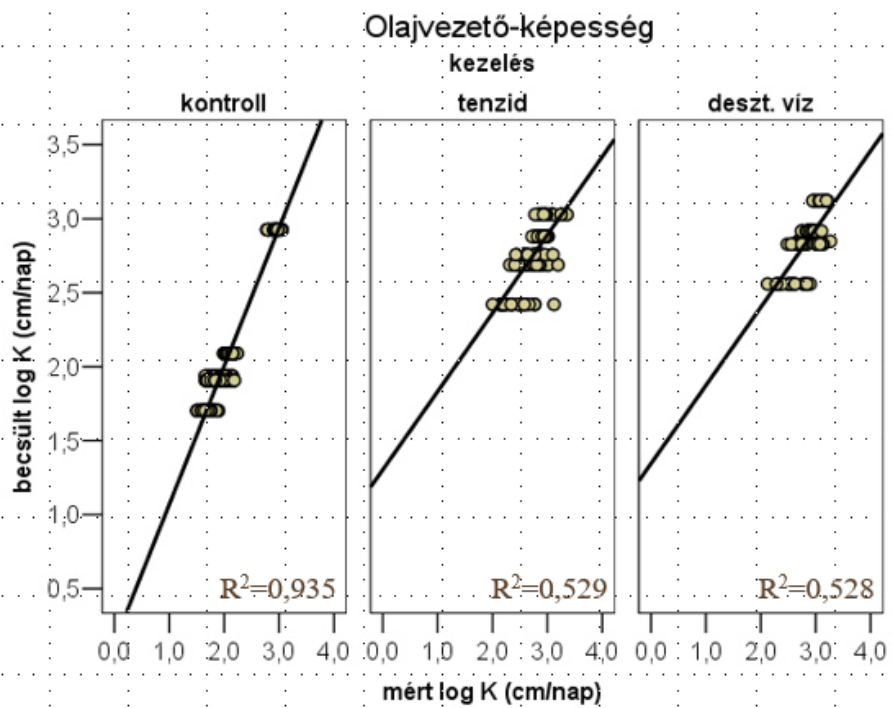
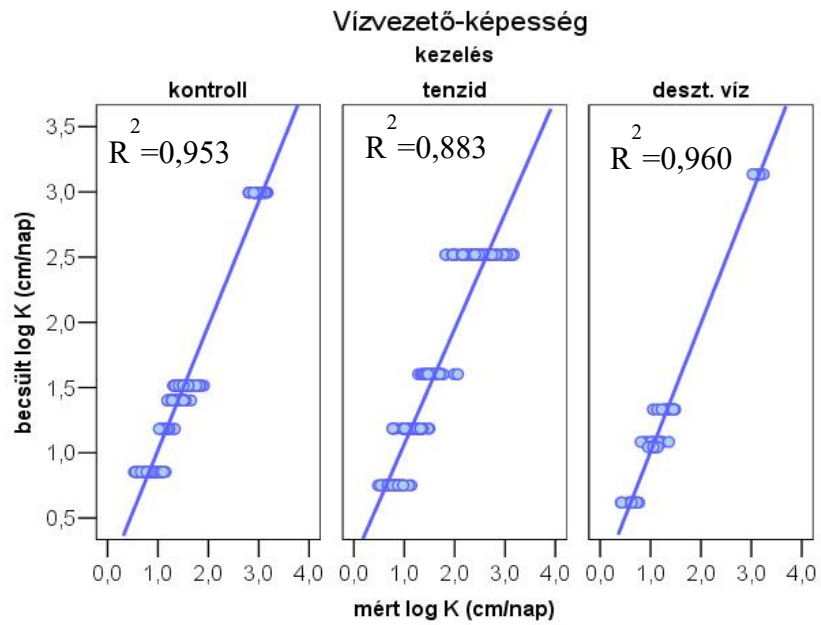
20. ábra: A nagy agyagtartalmú minták légáteresztő képessége

Lineáris regresszióval becslést is végeztünk, backward elimináció alapján kiválasztva a becslő változókat (9. táblázat).

9. táblázat: A folyadékvezetés talajtulajdonságoktól való függése (backward elimináció)

kezelés	vízvezető-képesség	R ²	olajvezető-képesség	R ²
kontroll	<ul style="list-style-type: none"> ● agyagtartalom ● térfogattömeg ● log K_{lev} 	0,953	<ul style="list-style-type: none"> ● agyagtartalom ● log K_{lev} 	0,935
tenzides	<ul style="list-style-type: none"> ● log K_{lev} 	0,883	<ul style="list-style-type: none"> ● agyagtartalom ● térfogattömeg ● log K_{lev} 	0,529
deszt. vizes	<ul style="list-style-type: none"> ● agyagtartalom ● homoktartalom ● térfogattömeg ● log K_{lev} 	0,960	<ul style="list-style-type: none"> ● agyagtartalom ● térfogattömeg ● log K_{lev} 	0,528

Mindkét folyadék esetében és mindkét kezelésnél bekerült a változók közé a légáteresztő képesség. Az olajvezetőképesség becslésére alacsonyabb determinációs együtthatókat kaptunk, mint a vízvezetőképesség esetében.



21. *ábra:* A mért és a becsült víz- és olajvezető képesség összehasonlítása kezelésenként

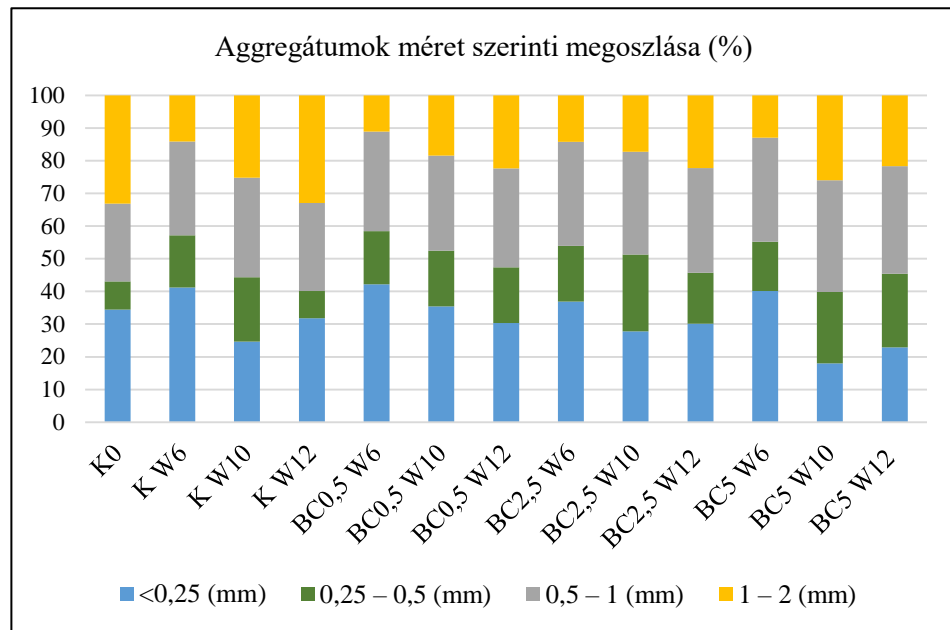
Bioszén kezelés hatása a talajtulajdonságokra

Általánosságban azt tapasztaltuk, hogy az eltelt idő és a bioszén koncentrációja együttesen határozza meg a különböző talajtulajdonságokban bekövetkezett változások mértékét.

Aggregátumok méret szerinti eloszlása

A négy vizsgált aggregátum mérethez tartozó értékeket a 22. ábrán mutattuk be. Az 1 és 2 mm közötti aggregátumok legnagyobb arányban a 12. heti kontroll mintában voltak jelen; a bioszén kezelés hatására mindegyik kezelésnél emelkedett az arányuk a kísérlet végére. Ugyanakkor a 0,25 mm alatti morzsák mennyisége mindegyik mintánál (kontroll és kezelteknél is) csökkent a 12. hétre. A 0,25 és 0,5 mm közötti aggregátumok aránya kezelésenként emelkedett, bár ŠIMANSKÝ és kollégái (2016) csökkenést tapasztaltak ebben a tartományban. A 0,5 és 1 mm közötti aggregátumok mennyisége minimálisan változott kezelésenként. A többi vizsgált aggregátum-méret eltérései sokkal kifejezettebbek voltak, feltehetőleg azért, mert a kisebb (<0,25 mm) és a nagyobb (1–2 mm) aggregátum méreteiben valószínűleg a bioszén hozzáadása és/vagy a külső környezeti tényezők, pl. öntözés, okozhatta a változásokat. FUNGO és munkatársai (2017) tőlünk eltérően nem találtak összefüggést a bioszén kezelés és az aggregáltság mértéke között.

HARTLEY és kollégái (2016) többféle bioszén vizsgálva megállapították, hogy a bioszén típusa és kémiai tulajdonságai befolyásolják az aggregátum-stabilitásban bekövetkező változások mértékét. A talaj fokozottabb aggregáltsága pedig közvetlenül kapcsolódhat a növények növekedéséhez és egészségéhez, valamint a nagyobb terméseredményekhez is.

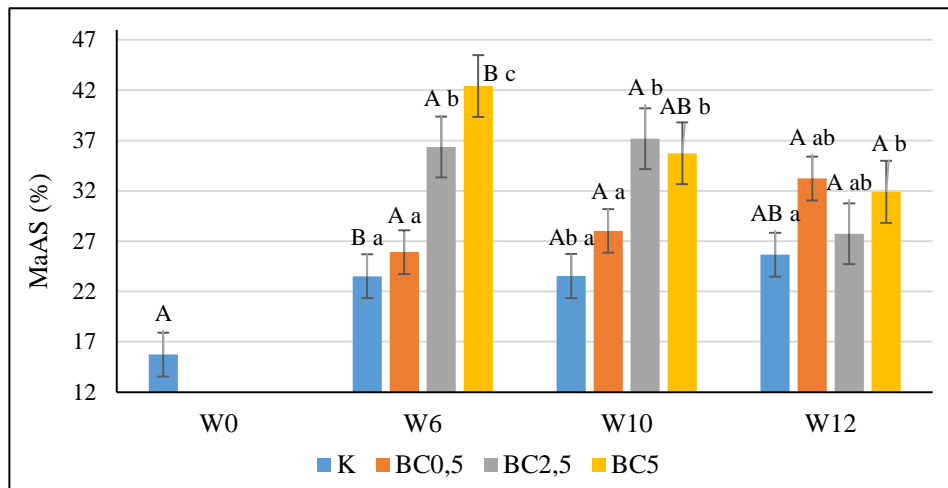


22. ábra: Az aggregátumok méret szerinti megoszlása kezelésenként és a 23. különböző időpontokban.

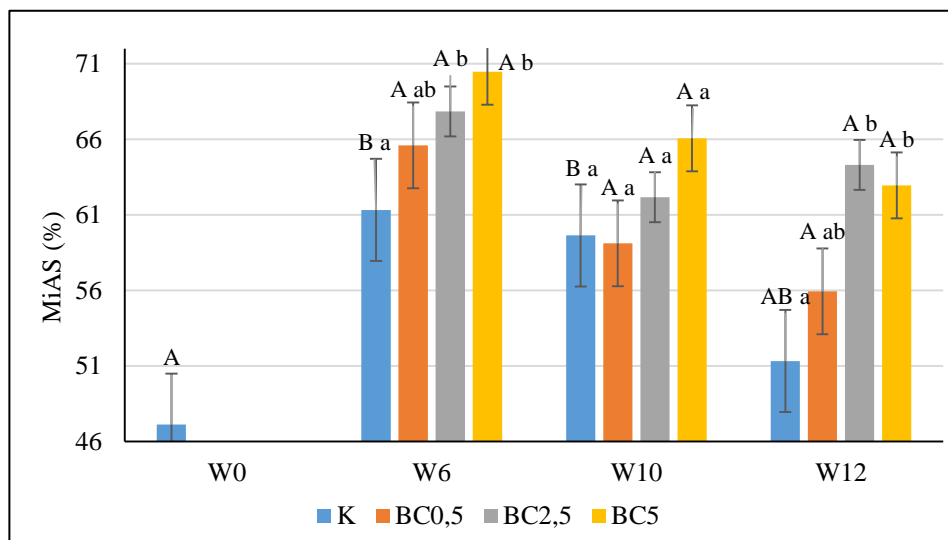
K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénrel kezelt; W6, W10 és W12: 6, 10. és 12 heti mintavétel

Aggregátumok stabilitása

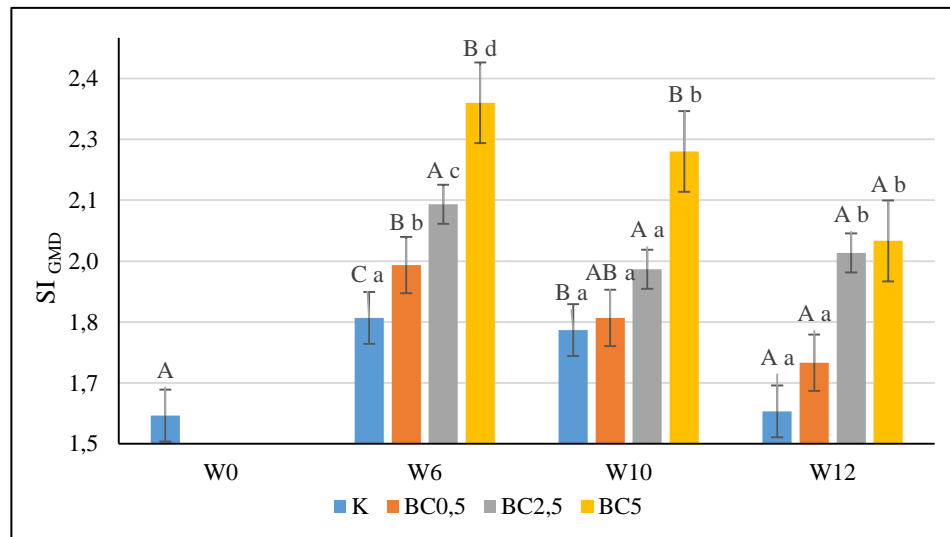
A mintáinkban a makroaggregátum-stabilitás (MaAS) értéke növekedett a bioszén hozzáadásával a kontrollhoz képest (23. ábra). Ugyanakkor a MaAS növekedése kimutatható volt a kontroll mintáknál is, amelyet feltehetően a fokozottabb gyökérnövekedés befolyásolt. Későbbiekben is a 10. és 12. héten a MaAS értékek magasabbak voltak a különféle bioszén kezelésekénél a kontrollokhoz képest. A környezeti tényezők, például a rendszeres öntözés, miatt azonban a MaAS időbeni csökkenését is megfigyeltük a kísérlet végére (23. ábra). Viszont ezek a változások az idő múlásával továbbra sem voltak szignifikánsak a kezelések között, kivéve a kontroll (0. és 6. héthez képest) és a BC5 kezelést (6. és 12. hét között). Bioszén kezelést követően más tanulmányok is növekedést tapasztaltak a makroaggregátumok stabilitásában, mint pl. OUYANG és munkatársai (2013), valamint ŠIMANSKÝ és munkatársai (2016), illetve hosszú távon is kimutatták a növekedést BURRELL és munkatársai (2016). Habár a bioszén mennyisége befolyásolhatja az aggregátum stabilitásának növekedését, a nagyobb dózisu bioszén hozzáadása nem feltétlen okoz további aggregátum stabilitási növekedést.



23. ábra: A makroaggregátum-stabilitás változása kezelésként a különböző időpontokban. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénnel kezelt; W6, W10 és W12: 6, 10. és 12 heti mintavétel. Az azonos betűvel jelöltek szignifikánsan nem különböznek ($p < 0,05$); a kisbetűket a különböző bioszén kezelések közötti összehasonlításnál, míg a nagybetűket az időbeni összevetésnél alkalmaztuk.



24. ábra: A mikroaggregátum-stabilitás változása kezelésként a különböző időpontokban. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénnel kezelt; W6, W10 és W12: 6, 10. és 12 heti mintavétel. Az azonos betűvel jelöltek szignifikánsan nem különböznek ($p < 0,05$); a kisbetűket a különböző bioszén kezelések közötti összehasonlításnál, míg a nagybetűket az időbeni összevetésnél alkalmaztuk.

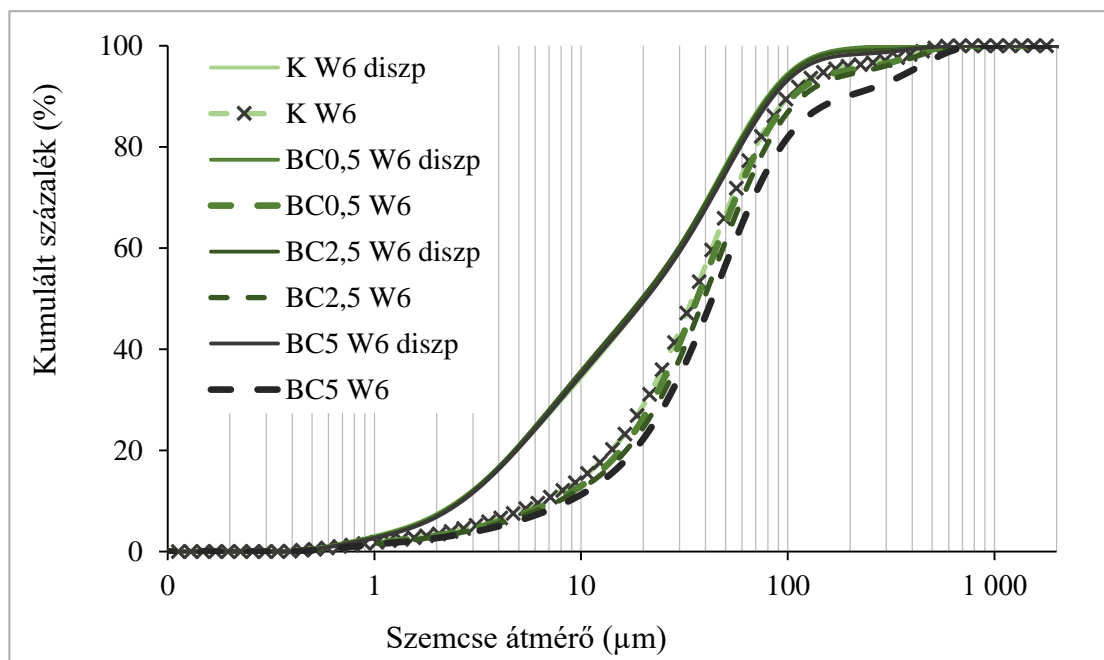


25. ábra: A stabilitási index változása kezelésként a különböző időpontokban. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénnel kezelt; W6, W10 és W12: 6, 10. és 12 heti mintavétel. Az azonos betűvel jelöltek szignifikánsan nem különböznek ($p < 0,05$); a kisbetűket a különböző bioszén kezelések közötti összehasonlításnál, míg a nagybetűket az időbeni összevetésnél alkalmaztuk.

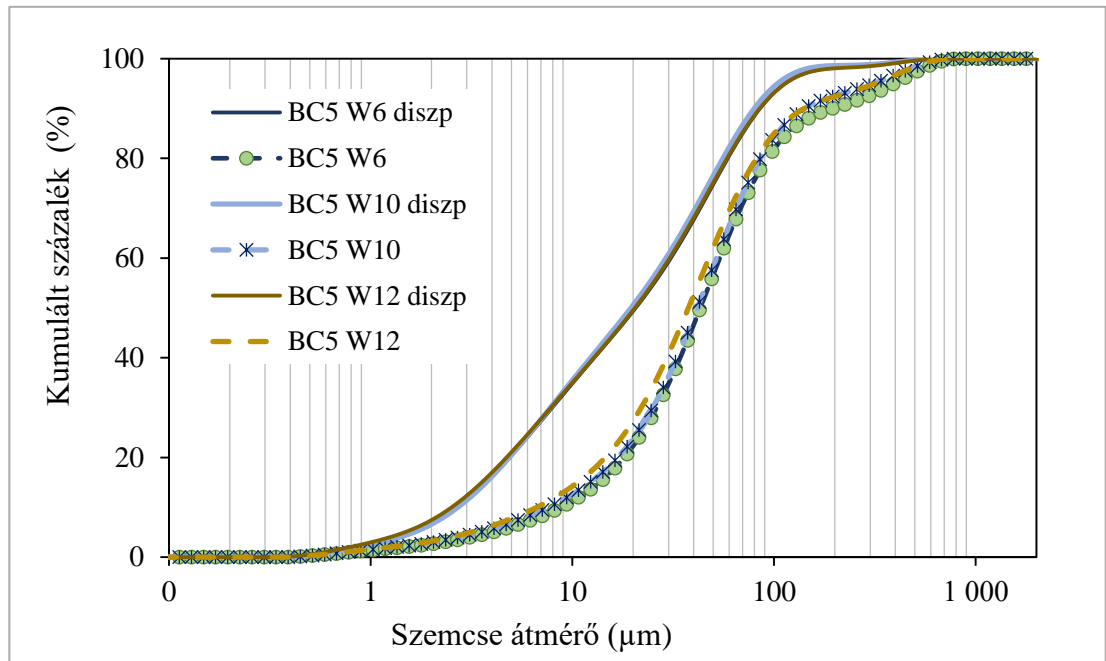
A mintáinkban a mikroaggregátum-stabilitás szintén emelkedett a bioszén hatására, már a 0,5%-os kezelésnél is növekedést tapasztaltunk. A BC2,5 és a BC5-os kezeléseknél hasonló értékeket kaptunk (24. ábra). A magas MiAS értékek a legnagyobb bioszén kezelésnél azt mutatják, hogy több koagulált kolloid van jelen, ezért több vízstabil aggregátum képződhet. A kontroll minták mutatták a legkevésbé stabil aggregátumokat W6-nál, valamint a BC5 W12-nél, amely azt jelzi, hogy a bioszén jelentősen befolyásolhatja a MiAS értékeket (24. ábra).

A stabilitási indexet a diszpergált és a nem diszpergált szemeloszlási görbe alapján számolt átlagos geometriai átmérők hányadosaként kaptuk. Értéke a mikroaggregátum-stabilitáshoz hasonlóan alakultak. A legmagasabb értéket az 5%-os bioszén kezelésnél kaptuk minden vizsgált esetben (25. ábra). Feltételezzük, hogy a bioszén egyrészt elősegíti az aggregátumok tartós összetapadását (mikro- és makroaggregátum szinten is), nemcsak a szénkötések által, hanem a fokozott gyökérfejlődés és mikrobiológiai aktivitás következtében, akár a mikorrhizáció miatt is (SENSOY et al., 2007; ALBURQUERQUE et al., 2013; TOTSCHÉ et al., 2018). Mivel a bioszén magas kationcserélő képességén keresztül hozzájárulhat a szerkezet stabilizálásához különböző kationhidak kialakításával (HARTLEY et al., 2016), így a stabilitási index növekedését elősegíti.

A diszpergálás nélkül kapott szemcseeloszlási görbe, amely a mechanikai összetétel mellett a minták aggregátum eloszlását is jelzi, jelentős különbségeket mutat a bioszén mennyiségétől és az egyes növényfejlődési szakaszoktól függően (26. és 27. ábra). A diszpergált és a nem-diszpergált szemcseeloszlási görbék közötti nagyobb hasonlóság csökkent aggregátum-stabilitást jelez (HOREL et al., 2019a). A diszpergált minták görbéi, amelyeket a valódi mechanikai összetételnek tekinthetünk, sem a különböző bioszén adagok, sem a különböző fenológiai időszakok alatt nem változtak szignifikánsan. Éppen ellenkezőleg, a nem diszpergált minták szemcseeloszlási görbéi, amelyek tükrözik a talaj szerkezetét és aggregátum-stabilitását, lényeges különbségeket mutattak a BC-kezelések és a növényfejlődési szakaszok függvényében. Egy adott minta diszpergált és nem diszpergált mechanikai összetétel görbéinek nagyobb hasonlósága jelzi a diszperziós folyamatok által a talaj aggregátumokra gyakorolt kisebb hatásokat, valamint az aggregátum-stabilitásának csökkenését.



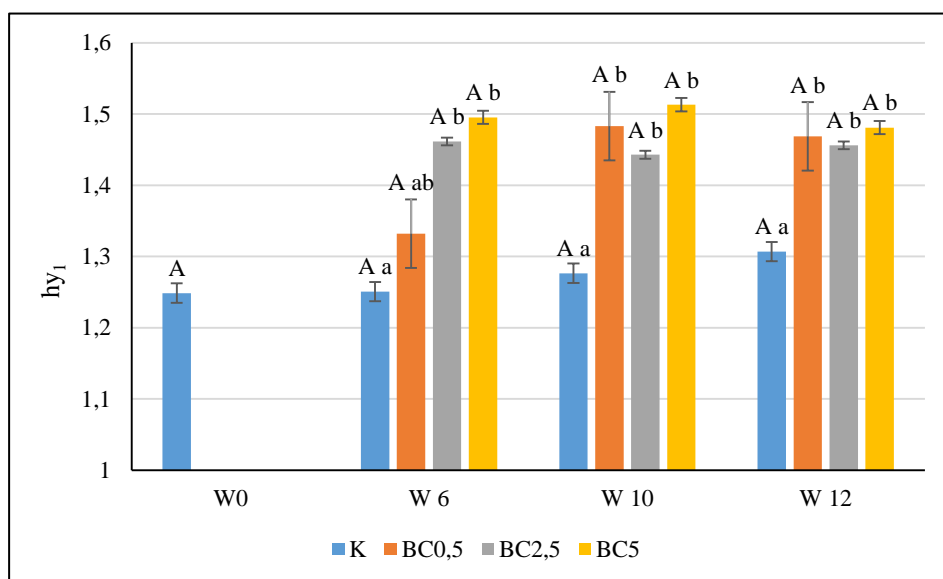
26. ábra: A szemeloszlási görbék diszpergálással és diszpergálás nélkül, a 6. mintavételi (W6) héten. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénrel kezelt.



27. ábra: A diszpergált és nem diszpergált szemeloszlási görbe a BC5 kezelésnél, különböző időpontokban, W6, W10 és W12: 6, 10. és 12 heti mintavétel.

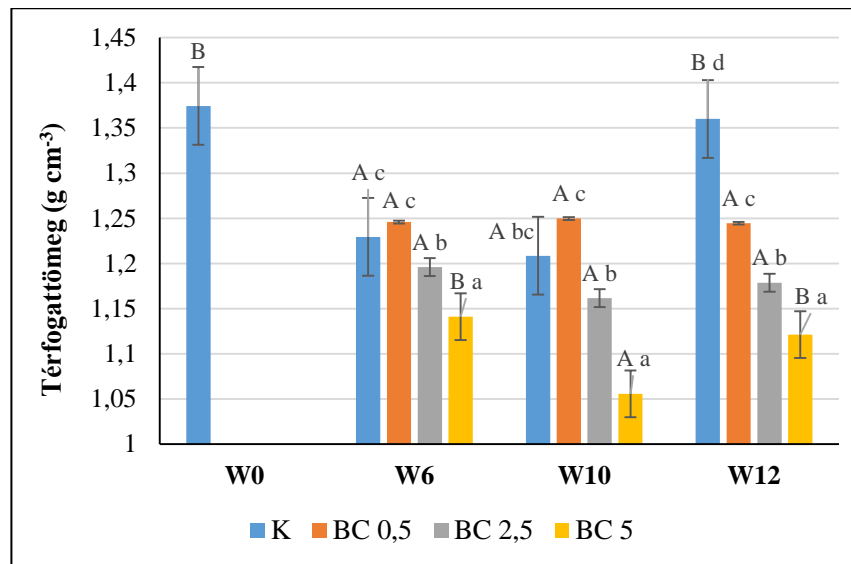
Higroszkóposág vizsgálat

A bioszén kezelés hatására jelentősen megnövekedett a külső és belső felületek nagysága, melyet a Sík-féle higroszkóposág eredmények szemléltetnek (28. ábra). A kontrollhoz képest legnagyobb növekedést az 5%-os dózison tapasztaltuk, ugyanakkor a 12 hét alatt ennél a dózison jelentős eltérés nem volt. A legszembetűnőbb időbeni változás a 0,5%-os dózison történt, bár kismértékű felület növekedést a kontroll mintáknál is tapasztaltunk. A nagyobb felület nagyobb víz- és tápanyag-megkötést eredményezhetett, amely szintén elősegíthette a paprika nagyobb terméserejét (POKOVAI et al., 2020). Szintén növekvő fajlagos felületről számolt be ARTHUR et al., (2015).

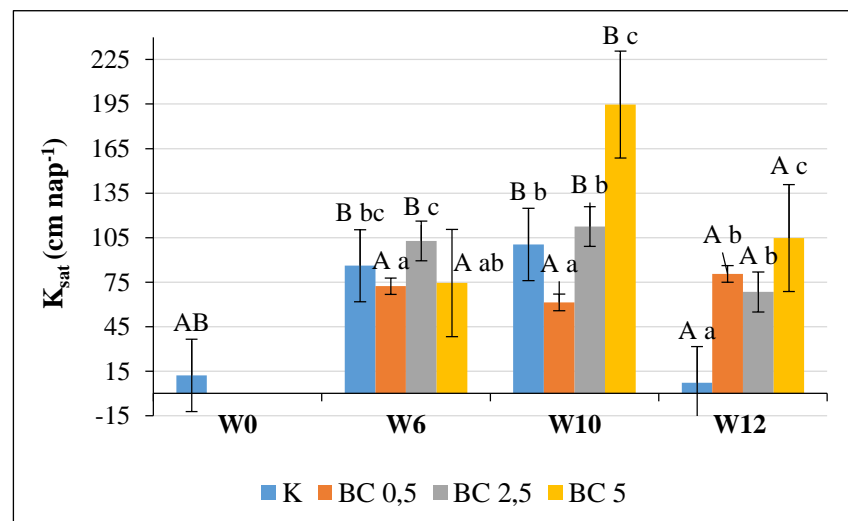


28. ábra: A Sík-féle higroszkóposági értékek, hy_1 alakulása kezelésként és a különböző időpontokban. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénrel kezelt; W6, W10 és W12: 6, 10. és 12 heti mintavétel. Az azonos betűvel jelöltek szignifikánsan nem különböznek ($p < 0,05$); a kisbetűket a különböző bioszenes kezelések közötti összehasonlításnál, míg a nagybetűket az időbeni összevetésnél alkalmaztuk.

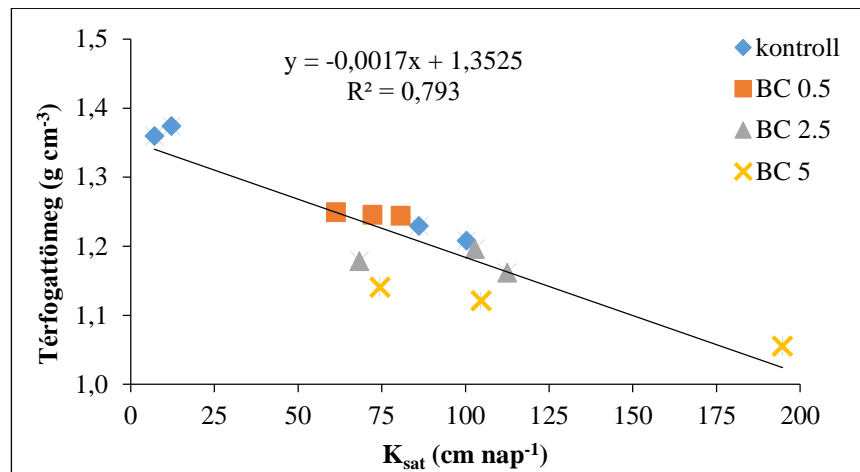
A térfogattömeg a bioszén kis sűrűsége miatt az egyre nagyobb mennyiségű bioszén hozzáadásával fokozatosan csökkent (29. ábra), de emellett nem teljesen kizárható a csapadék és az öntözés enyhe tömörítő hatása sem. Több szakirodalom is a bioszén adagolással összefüggő csökkenő térfogattömegről számolt be (LAIRD et al., 2010; PEAKE et al., 2014; LIM et al., 2016; TOKOVÁ et al., 2020), akár több évvel a kihelyezés után is (TOKOVÁ et al., 2023). A telítési vízvezető-képesség értékek növekedtek, kivéve a kezdeti (a teljes növénymagasság eléréséig) időszakban (28. ábra). A magasabb K_{sat} értékekhez hozzájárulhatott, hogy a bioszén kezeléssel megnövekedhetett a porozitás is. A térfogattömeg és a K_{sat} értékek közötti determinációs együtthatóra (R^2) 0,79 értéket kaptunk (30. ábra), mely a tényezők erős összefüggését mutatja. Számos szerző, hasonlóan a mi eredményünkhöz, csökkenő térfogattömegről és növekvő vízvezető képességről számolt be bioszenes kezelést követően (HERATH et al., 2013; JIEN & WANG, 2013; BARNES et al., 2014).



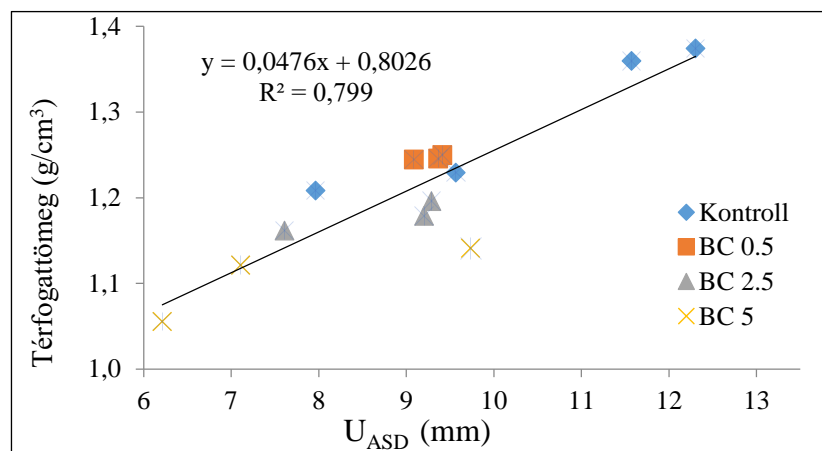
29. ábra: A térfogattömegek alakulása különböző időpontokban kezelésenként. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénnel kezelt; W6, W10 és W12: 6, 10. és 12 heti mintavétel. Az azonos betűvel jelöltek szignifikánsan nem különböznek ($p < 0,05$); a kisbetűket a különböző bioszenes kezelések közötti összehasonlításnál, míg a nagybetűket az időbeni összevetésnél alkalmaztuk.



30. ábra: A telítési vízvezetőképesség értékek különböző időpontokban kezelésenként. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénnel kezelt; W6, W10 és W12: 6, 10. és 12 heti mintavétel. Az azonos betűvel jelöltek szignifikánsan nem különböznek ($p < 0,05$); a kisbetűket a különböző bioszenes kezelések közötti összehasonlításnál, míg a nagybetűket az időbeni összevetésnél alkalmaztuk.

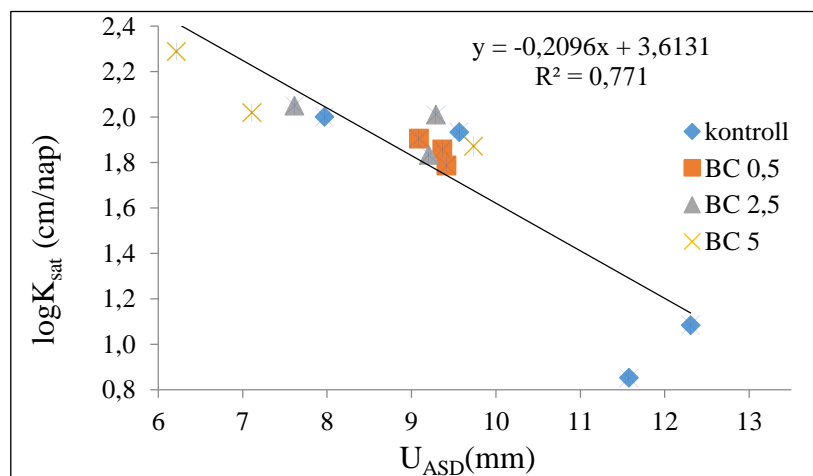


31. ábra: A telítési vízvezető képesség és a térfogattömegek közötti összefüggés. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénnel kezelt.



32. ábra: A térfogattömeg és az U-tényező közötti összefüggés. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénnel kezelt

Az aggregátum eloszlásból számított U graduáltsági fok értékek jól korreláltak a térfogattömeggel és a telítési vízvezető képességgel (30. és 31. ábra).



33. ábra: A vízvezető-képesség és az U-tényező közötti összefüggés. K: kontroll; BC0,5, BC2,5 és BC5:0,5, 2,5 és 5% bioszénnel kezelt

ANOVA teszttel vizsgáltuk a bioszén kezelés, az idő, illetve e két tényező együttes hatását a mért talajtulajdonságokra (10. táblázat). A kétféle tényező (Kezelés és Idő) jobbra szignifikáns hatást gyakorolt a vizsgált talajtulajdonságokra. Mivel a tenyészedények kezelése során a MaAS az öntözéssel járó benedvesedés és kiszáradás következtében változó értéket mutatott (23. ábra), ennél a paraméternél nem találtunk szignifikáns hatást az Idő tényező esetén. A h_{y1} érték az öntözés időben elhúzódo hatása miatt tendenciájában egyre növekvő értéket mutatott. A telítési vízvezető-képesség, a térfogattömeg és a graduáltsági fok esetén tapasztaltunk csupán együttes hatást a két faktornál (Kezelés \times Idő).

10. táblázat: A bioszén kezelés, az idő, valamint a kettő kombinációjának hatása a vizsgált talajtulajdonságokra. Az ANOVA teszt összesített eredménye

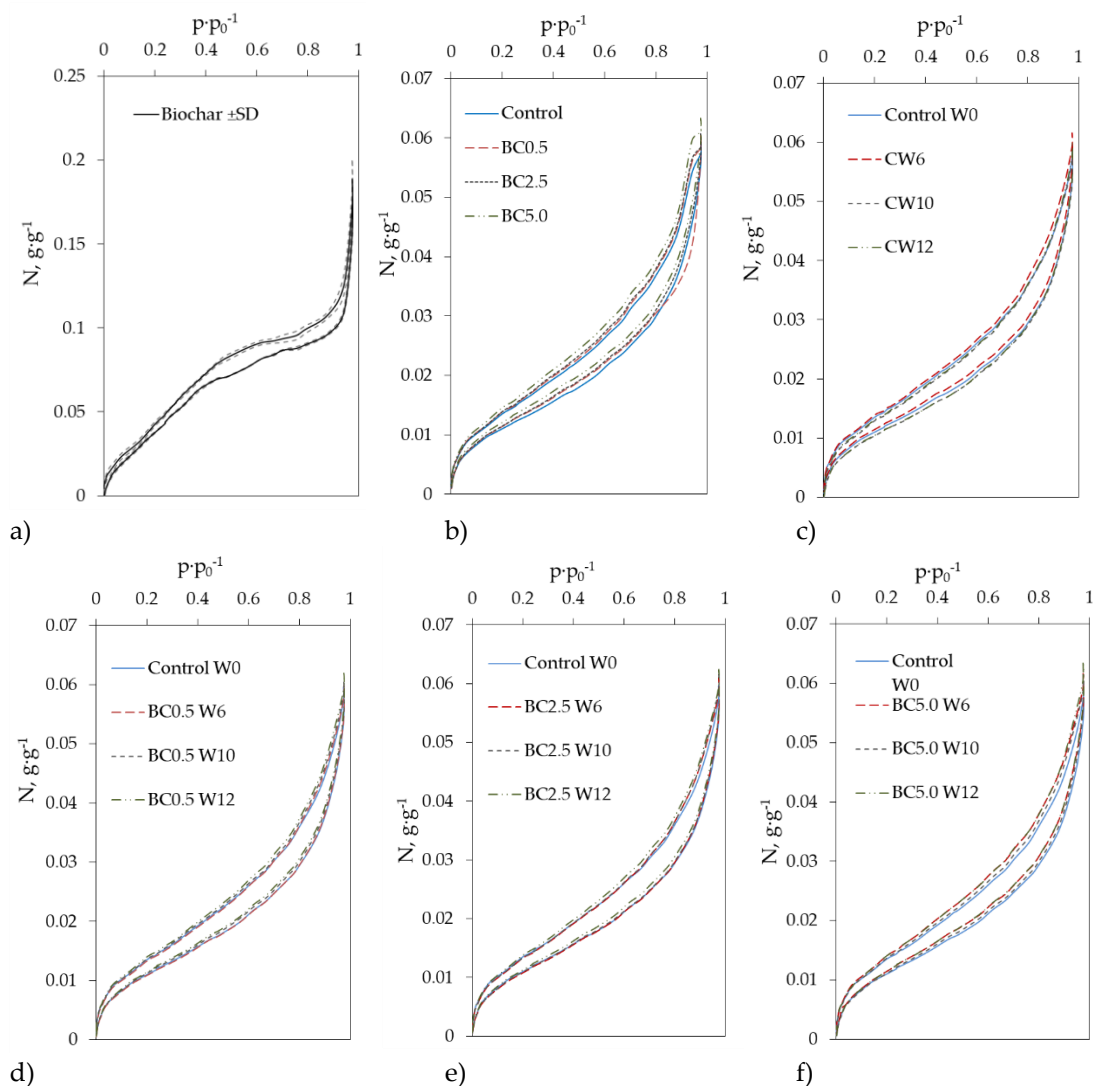
Tényezők	Vizsgált talajtulajdonság						
	MaAS	MiAS	SI _{GMD}	K _{sat}	ρ_b	hy ₁	U _{ASD}
	<i>p</i>						
Kezelés	<0,001**	0,002**	<0,001**	<0,001**	<0,001**	0,148	0,002*
Idő	0,111	0,012*	<0,001**	<0,001**	<0,001**	<0,001**	<0,001**
Kezelés \times Idő	0,057	0,736	0,117	<0,001**	<0,001**	0,096	0,001*

* szignifikáns különbség $p < 0,05$ és ** $p < 0,01$.

Fajlagos felület mérések

A bioszénrel kezelt valamennyi vizsgált talaj esetében a vízgőz-izotermák hasonló alakúak voltak. A BET-osztályozás (BRUNAUER et al., 1940) szerint az izotermák minden talajminta esetében ugyanabba a II. osztályba tartoznak, és a fizikai adszorpciós folyamatra jellemző alakot mutattak. A hiszterézishurok alakja és a magas p/p_0 értékeknél történő korlátlan adszorpció lehetővé tette a H3 típusba való besorolásukat. Ez a típusú hiszterézishurok jellemző a lemezszerű részecskékre, amelyek rés alakú pórusokat képeznek (SKIC et al., 2020). A bioszén vízgőzszorpciója sokkal nagyobb volt, mint a bioszén/talaj keverékeké (34. ábra). A bioszén még alacsony nyomástartományban (p/p_0) is több mint 66%-kal több vízgőzt tartott meg, mint bármelyik talajkeverék. A kontrollhoz képest az adszorbeált mennyiség növekedésének tendenciája volt megfigyelhető a bioszén dóziséval együtt; a

különbségek azonban csak a BC5,0 esetében voltak szignifikánsak az utolsó mintavételi időpontban (34. ábra).

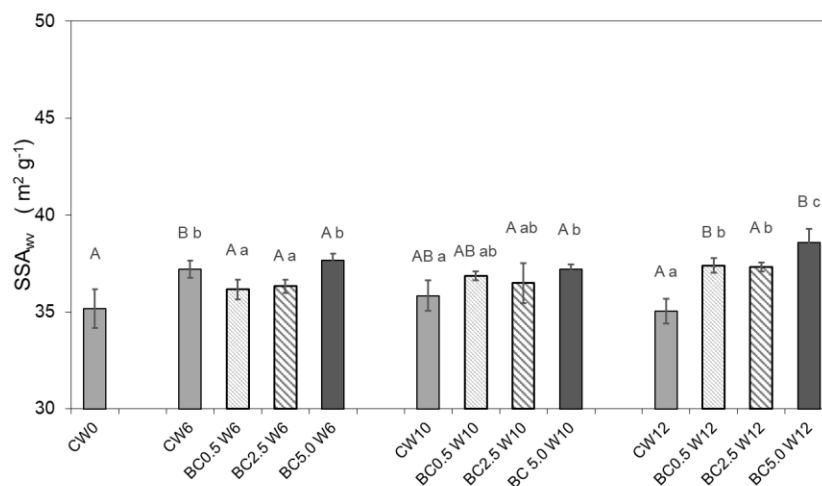


34. ábra. Adsorpció (alsó görbék) és deszorpció (felső görbék) izotermák és hiszterézishurok a) csak a bioszénre, b) a különböző kezelésekre a kísérlet végén, c) kontroll, d) BC0,5, e) BC2,5 és f) BC5,0. A BC0,5, BC2,5 és BC5,0 a 0,5%, 2,5%, illetve 5,0% bioszénrel kezelt talajt jelenti. A W a mintavételezés hetének számát jelöli. N az adszorbeált mennyiséget jelenti.

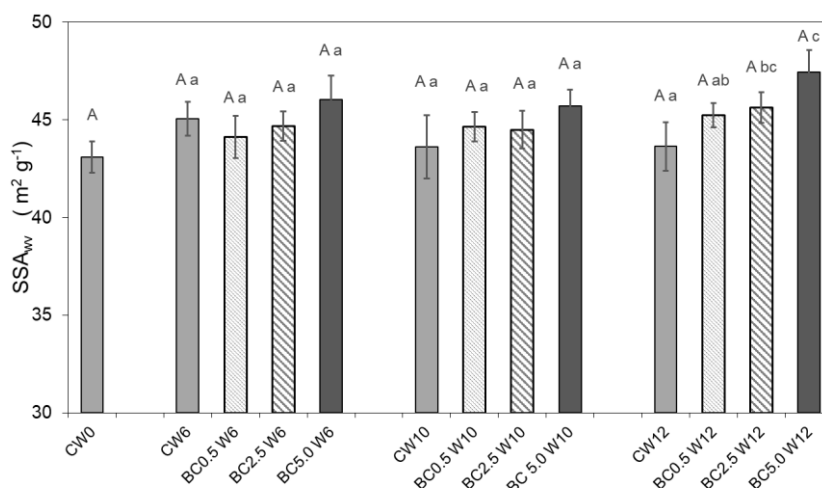
A vízgőzadszorpció módszer alapján a talaj/bioszén keverékek fajlagos felületének (SSA_{wv}) átlagos értékei 35,05-38,59 m^2/g között mozogtak. Az adszorpció értékekhez képest a deszorpció adatokból kapott értékek magasabbak voltak, 43,10-47,44 m^2/g között mozogtak (33. ábra). Általánosságban elmondható, hogy a legtöbb kezelésnél az idő múlásával a talaj kezdeti adataihoz (W0) képest az SSA_{wv} növekedése figyelhető meg, a legmagasabb értékeket a BC5,0 esetében kaptuk minden vizsgált fenológiai fázisban. A statisztikai elemzés (one-way ANOVA) azt mutatta, hogy a

bioszén mennyisége befolyásolta a talaj/bioszén keverékek fajlagos felületét. A kezelések közötti különbségek a kísérlet végén voltak a legnagyobbak (f-érték = 24,39, $p = 0,0022$; 35a. ábra). Az adszorpciós és a deszorpciós adatok alapján a BC5,0 esetében 10,1%-os, illetve 8,7%-os SSA_{wv} növekedést figyeltünk meg a kontrollhoz képest. Bár a különböző kezelések SSA_{wv} értékeiben minden mintavételi időszakban különbségek voltak megfigyelhetőek, ezek a különbségek az idő előrehaladásával ($p > 0,05$ szinten) statisztikailag nem voltak szignifikánsak (35b. ábra).

a)

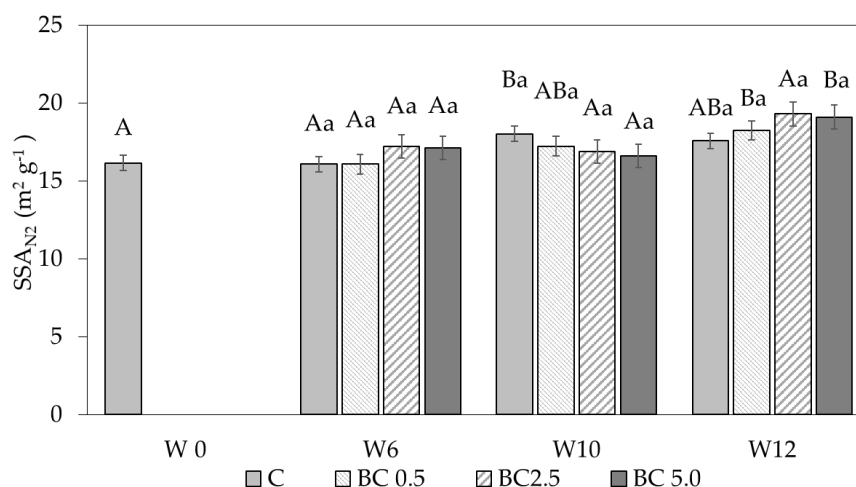


b)



35. ábra. A fajlagos felület (SSA_{wv}) időbeli változása a különböző kezelések esetében, a) adszorpciós és b) deszorpciós értékek. C, BC0,5, BC2,5 és BC5,0 a kontroll, 0,5%, 2,5% és 5,0% bioszénrel kezelt talajt jelöli. A W a mintavételi időszakok alatti hetek számát jelöli. Az azonos betűvel jelölt átlagok $p < 0,05$ mellett nem különböztek szignifikánsan; a kisbetűk a bioszén kezeléseken belüli összehasonlítást jelölik, míg a nagybetűk az időszakok átlagait hasonlítják össze.

A talaj/bioszén keverékek fajlagos felületét nitrogénmolekulák segítségével is meghatároztuk (SSA_{N_2}). Adataink azt mutatják, hogy kisebb SSA_{N_2} -t figyeltünk meg e technika alkalmazásakor, mint a vízgőzadszorpciót alkalmazó módszerrel ($SSA_{N_2} < SSA_{wv}$). A nitrogéngázos technika használata a fajlagos felület becslésére alulbecsülheti a tényleges felületeket, mivel csak a külsőt méri, míg a vízgőzadszorpció módszerrel a külső és a belső felületeket is egyaránt meg lehet határozni, ami lényegesen magasabb SSA_{wv} értéket eredményez ugyanarra a talajmintára. A vízgőz adszorpció/desorpció számításokhoz hasonlóan az SSA_{N_2} az idő múlásával nőtt a kontrollhoz képest, a kísérlet végén mértük a legmagasabb SSA_{N_2} értékeket (36. ábra). Bár ezek a különbségek statisztikailag nem voltak szignifikánsak a kezelések között (36. ábra), ezek a kis mértékű növekedések mégis a bioszén hozzáadásának a fajlagos felületre gyakorolt általános pozitív hatását jelzik. Az SSA_{N_2} értékek változásai szignifikáns különbséget eredményeztek, figyelembe véve az időt mint tényezőt a kísérlet során ($p > 0,05$; 34. ábra). A tiszta bioszén esetében a fajlagos felület $40,84 \pm 1,5 \text{ m}^2/\text{g}$ volt.



36. ábra. Az SSA_{N_2} időbeli változásai a különböző kezelések esetében. C, BC0,5, BC2,5 és BC5,0 a kontroll, 0,5%, 2,5% és 5,0% bioszénnel kezelt talajt jelöli. W a mintavételi időszakok heteinek számát jelöli. Az azonos betűvel jelölt átlagok $p < 0,05$ -nél nem szignifikánsak; a kisbetűk a bioszén kezeléseken belüli összehasonlítást jelölik, míg a nagybetűk a mintavételi időszakok átlagait hasonlítják össze.

Az SSA (mind az SSA_{wv} , mind az SSA_{N_2}) jelentős változásait figyeltük meg az idő előrehaladásával a bioszénnel kezelt mintákban a kontroll talajhoz képest. Ezek a megfigyelt változások a bioszén felületének a kísérlet ideje alatt törént oxidációjával hozhatók összefüggésbe, amely poláris funkcionális csoportok (főként hidroxil-,

fenol- és karboxil-csoportok) kialakulásához vezet. A poláris csoportok adszorpciós központokat képeznek a vízgőzmolekulák számára, és erősen befolyásolhatják a vízgőz által mért SSA értékeket (BOGUTA et al., 2019). Ugyanakkor lehetnek más befolyásoló tényezők is, mint például a teljes porozitás, a pórusméret-eloszlás, a mikrobák és a növényi gyökerek, amelyek fontos szerepet játszanak a fajlagos felület tulajdonságainak megváltoztatásában. Adataink ezt igazolták, mivel a fajlagos felület korrelált az aggregátum stabilitásával, az U-val, a hidraulikus vezetőképességgel, az aggregátumok eloszlásával és a talaj térfogattömegével is. A talajkémiai paraméterek közül az SSA és az összes nitrogén, NH_4^+ , K_2O , P_2O_5 és a talaj SOC-tartalma közötti szoros kapcsolatot is megerősítettük.

A bioszénre kapott fajlagos felület értékek jelentősen magasabbak voltak, mint a talaj/bioszén keverékek értékek. Ezek az eredmények arra utalnak, hogy a bioszén egy nagy porozitású anyag, amely számos reaktív adszorpciós hellyel rendelkezik. Általánosságban elmondható, hogy a bioszén fajlagos felülete és porozitása a hőmérséklet növekedésével nő (BONELLI et al., 2007). Ez a hatás a mikropórusok kialakulásával, valamint a szerkezet átrendeződésével párosul a szerves anyagok magas hőmérsékleten történő bomlása során (KATYAL et al., 2003; SKIC et al., 2024). A bioszénrel módosított talajfelületeken történő vízadszorpciót befolyásoló további hatások a szezonalitással, a talaj pH-értékével és a növények fejlődésével függhetnek össze (BOGUTA et al., 2019; CYBULAK et al., 2019), így további különbségek alakulhattak ki a kezelések között. A bioszén hozzáadása növelheti a növények számára felvehető vizet, a kapcsolódó porozitást, a vízvisszatartást és a talajok SSA-ját (ARTHUR et al., 2015; BARNA et al., 2018; BAIAMONTE et al., 2019). A bioszén öregedése is befolyásolhatja a fizikai tulajdonságait. Idővel a talaj porozitásának és SSA-értékének kezdeti növekedése csökkenni kezdhet (CAO et al., 2017). Jelen kísérletben azonban csak 3,5 hónapot vizsgáltunk, és ez a csökkenő tendencia nem volt kimutatható.

Következtetések és javaslatok

A tenzides kezelés hatásai a talaj fizikai tulajdonságaira

Dolgozatomban arra kerestem a választ, hogy két különböző adalékanyag, egy tenzid, amelyet kőolajszármazékokkal szennyezett talajok kármentesítése során alkalmazhatnak, valamint a bioszén, amely nagy szervesanyag-tartalmával javíthatja a talaj egészségét, hogyan változtatja meg a talaj egyes fizikai tulajdonságait.

A kiválasztott felületaktív anyag egy kationos tenzid, a hexadecilpiridinium-klorid (CPC) volt, amelynek adszorpcióját különböző talajokon, üledékeken és ásványi örleményeken vizsgáltam. Valódi talajokon történő adszorbeálódásáról, amely főként ionos és van der Waal's kötésekkel történik, kevés irodalmi adat található (LAW & KUNZE, 1966; LAW et al., 1966; PATZKÓ & DÉKÁNY, 1996). Az adszorpciós izotermák segítségével meghatároztuk a vizsgált adszorbensek hidrofóbizálásához szükséges fajlagos tenzidmennyiségeket. Feltételeztük, hogy a teljes hidrofóbizálás akkor alakul ki, amikor sikerül elérnünk a monomolekuláris tenzidborítottság állapotát. Logaritmikus skálán ábráztuk a tenzidadszorpciós értékeket és megállapítottuk, hogy az egyes minták monomolekuláris rétegborítottságához szükséges tenzidmennyiségek mintánként általában szignifikánsan eltérőek. Ezt a CPC mennyiséget a nagy agyagtartalmú, szemkites minták esetében találtuk a legnagyobbaknak, a kvarchomok mintáét pedig a legkisebbnek. A tenzid mennyiségével szoros összefüggést mutatott a talaj higroszkóposága (h_{y1}), az agyagtartalma, a fajlagos felülete (BET-felület) és a kationcserélő képessége (T-érték) – ezek olyan talajtulajdonságok, amelyek általában az adszorpciós folyamatokat befolyásolják (KUHNT, 1993; PATZKÓ & DÉKÁNY, 1996). A CPC adszorpcióját leíró regressziós egyenletek szerint öt talajparaméter határozza meg a fajlagos tenzid mennyiségét: az agyagtartalom, a szervesanyag-tartalom, mésztartalom, a kémhatás és a fajlagos felület (BARNA et al., 2015).

A minták felületaktív anyaggal történő kezelését az ún. „elárasztásos módszerrel” (static equilibrium experiments) végeztem. A kezelés során szerkezetleromlást, „eliszapolódást” tapasztaltam, ezért a kezelést csak desztillált

vízzel is elvégeztem, tenzid hozzáadása nélkül. Így tehát egy kontroll, egy desztillált vizes és egy tenzides kezelésű mintaanyagon dolgoztam.

A tenzid hatására a vizsgált talajfizikai paraméterek megváltoztak. A legtöbb változást feltételezhetően az okozta, hogy a tenzid miatt hidrofóbbá vált a talajminták felülete. CSATÁRI és munkatársainak (2013) a dolgozatban vizsgált talajmintákon végzett kontaktszög mérési eredményei is ezt támasztották alá: a tenzides felületmódosítás után a talajok nedvesíthetősége csökkent. A talajminták higroszkóposága csökkent mindkét kezelésnél (desztillált vizes és tenzides). Ennek oka lehet a szerkezetleromlás is, lehetséges, hogy a kezelés során a kolloid frakció egy részét is kiöntöttem, és az is, hogy hidrofóbbá váltak a minták a tenzid hatására. A legnagyobb változás a nagy agyagtartalmú réti szolonyec és réti minták esetében fordult elő. Az agyagásványok és a humuszanyagok felszínén, vagy egyéb negatív töltésű felületeken megkötődő kationos felületaktív anyag elfoglalta a vízmolekulák kapcsolódására alkalmas kötőhelyek egy részét. A makroaggregátumstabilitás a tenzid hatására bizonyítottan növekedett, a már említett hidrofóbbá válás következtében. Tapasztalatainkkal egyezően növekvő aggregátum stabilitásról felületaktív anyaggal hozzáadása után többen beszámoltak (pl. LAW et al., 1966; MBAGWU et al., 1993; QI et al., 2017; LEHMANN et al., 2023).

A kontroll minták telítési olajvezetőképessége magasabb volt, mint a telítési vízvezetőképességük. A talajok telítési olajvezetőképességének meghatározására, némi átalakítást követően, alkalmassá tettük az Eijkelkamp permeamétert. A zárt rendszerű permeaméter használata környezetbarátabb megoldás, költséghatékonyabb is; a tenzides kezelések esetében meg főként. A tenzid hatására csökkent mind a víz-, mind az olajvezetőképesség, amely olyan kármentesítési esetekben, amikor az a cél, hogy ne terjedjen nagyon az olajszennyezés, a csökkentett mobilitás miatt kedvező (RASHID et al., 2004). (Megjegyzendő, hogy abban az esetben, amikor a remediációt a bezárt olajfázis mobilizációjával kívánják elősegíteni, és ehhez rendszerint anionos vagy nemionos tenzidet alkalmaznak, melyek a felületi feszültség megváltoztatásával mobilizálják a kapilláris erőkkel bezárt olajfázist, ekkor az olajvezetőképesség növelése a cél.) Az olajvezetőképességet becsültük a gyakran alkalmazott Kozeny–Carman-egyenlettel, (az ismert hidraulikus vezetőképesség, illetve a víz és az általam használt modell folyadék (DUNASOL 180/220) sűrűsége és viszkozitása alapján), azonban több talajnál is nagyságrendi különbséget kaptunk a mért és a becsült értékek között. Ezzel szemben a minták légáteresztőképessége jól alkalmazható az

olajvezetőképesség becslésénél (IVERSEN et al., 2003; MAKÓ et al., 2009). Nagyon kevés szakirodalmi adat található a tenziddel kezelt minták légáteresztő képességének használatáról az olajvezetőképesség becslésénél, az általunk használt PL-300-as készülékről még kevesebb.

A bioszenes kezelés hatása a talaj egyes fizikai tulajdonságaira

A dolgozat második felében a paprika egyes növényfejlődési szakaszaiban vizsgáltam a talajhoz különböző koncentrációban hozzáadott bioszén hatását. Általánosságban azt tapasztaltuk, hogy az eltelt idő és a bioszén koncentrációja együttesen határozza meg a különböző talajtulajdonságokban bekövetkezett változások mértékét. Tenyészedény kísérletben vizsgáltuk egy vályog fizikai féleségű talaj mikro- és makroaggregátum-stabilitását, szerkezeti stabilitását, az aggregátumok méret szerinti eloszlását, a telítési vízvezető képességét, higroszkóposágát és a fajlagos felületét három különböző dózisú bioszén kezelésnél, három különböző növényfejlődési időpontban.

Feltételezzük, hogy a bioszén egyrészt elősegíti az aggregátumok tartós összetapadását (mikro- és makroaggregátum szinten is), nemcsak a szénkötések által, hanem a fokozott gyökérfejlődés és mikrobiológiai aktivitás következtében, akár a mikorrhizáció miatt is (SENSOY et al., 2007; ALBURQUERQUE et al., 2013; TOTSCHKE et al., 2018). Mivel a bioszén nagy kationcserélő képességén keresztül hozzájárulhat a szerkezet stabilizálásához különböző kationhidak kialakításával (HARTLEY et al., 2016), így a stabilitási index növekedését elősegíti. A bioszén fokozta nemcsak a mikroaggregátumok képződését, de azok stabilitását is, már kis dózis esetén is (0,5%). A hagyományos ülepitéses MiAS vizsgálatok a víznél kisebb fajlagos tömegű talajok esetében használhatatlanok és a lézerdiffrakciós módszer (LDM) megadta ehhez a módszertani lehetőséget (HOREL et al., 2019a). Növekedést tapasztaltunk a kísérlet végére, a 12. hétre a talajok makroaggregátum-stabilitásában, nemcsak a kezelt, hanem a kontroll minták esetében is. A kontroll minták esetében a gyökerek növekedése, de a termelődött glomalin is hozzájárulhatott a szerkezet javulásához. A bioszén hatására fellépő aggregátum stabilitás növekedéséről többen beszámoltak (BURRELL et al., 2016; ŠIMANSKÝ et al., 2016). Az egyre nagyobb dózisú bioszén azonban nem okozott egyre nagyobb arányú növekedést.

A bioszén kezelés hatására jelentősen megnövekedett a külső és belső felületek nagysága, melyet a Sík-féle higroszkóposság eredmények is szemléltetnek (BARNA et al., 2020a, 2020b). A kontrollhoz képest legnagyobb növekedést az 5%-os dózison tapasztaltuk. A legszembetűnőbb időbeni változás a 0,5%-os kezelésnél történt, bár kismértékű felület növekedést a kontroll mintáknál is tapasztaltunk az idő előrehaladtával. A nagyobb felület nagyobb víz- és tápanyag-megkötést eredményezhetett, amely szintén elősegíthette a paprika nagyobb terméserejét (POKOVAI et al., 2020). Szintén növekvő fajlagos felületről számolt be ARTHUR et al., (2015). A térfogattömeg csökkenésével növekedett a telítési vízvezető-képesség, amely kedvezőbb levegő- és vízgazdálkodásra utal. A két vizsgált paraméter között szoros összefüggést találtunk. Bebizonyosodott az is, hogy csak a vízvezető-képességre, a térfogattömegre és a graduáltsági fokra hat szignifikánsan a kezelés, az idő, és a kettő együttes kombinációja (MAKÓ et al., 2020). A kétféle tényező (kezelés és idő) jobbára szignifikáns hatást gyakorolt a vizsgált talajtulajdonságokra. A makroaggregátum stabilitás esetében az öntözés okozta benedvesedés és kiszáradás miatt, az idő tényező nem szignifikáns. A vízgőzadszorpciós vizsgálatok kimutatták, hogy a növekvő bioszén dózissal nő a megkötött víz mennyisége is. A nitrogén-adszorpciós vizsgálatok is növekvő fajlagos felületet mutattak növekvő bioszén dózissal (BARNA et al., 2020b).

Összességében elmondható, hogy a bioszén hatására a talaj szerkezeti és hidrofizikai tulajdonságai kedvezően módosultak. Szoros kapcsolatot találtunk a talajszerkezet változása és a paprika egyes növényfejlődési szakaszai között. A bioszén szerepe sokrétű és a bemutatott vizsgálatok ennek csupán kis részletére (talajfizikai vonatkozású) világítottak rá. Mindezek arra utalnak, hogy a bioszén egy sokoldalúan használható adalékanyag, elősegíti a talaj és a növény egészséget, a talaj kedvezőbb vízgazdálkodási tulajdonságainak kialakításával. Ezek és más pozitív hatások miatt az ez irányú kutatások továbbra is az érdeklődés középpontjában vannak.

Új tudományos eredmények

- 1) Egy kationos felületaktív anyag, a hexadecilpiridinium-klorid (CPC) adszorpcióját vizsgáltuk különböző talajokon, üledékeken és ásványi őrleményeken. Megállapítottam, hogy az egyes minták monomolekuláris rétegborítottságához szükséges fajlagos tenzidmennyiségek mintánként általában szignifikánsan eltérőek. A fajlagos CPC mennyiségét a nagy agyagtartalmú, szemektites mintánál esetében találtuk a legnagyobb, a kvarchomok mintáét pedig a legkisebbnek. ***A fajlagos tenzid mennyiségével szoros összefüggést mutatott a minták higroszkópossága (h_{y1}), agyagtartalma, fajlagos felülete (BET-felület) és a kationcserélő képessége (T-érték). A statisztikai vizsgálatok ezen túl igazolták a - külső és belső talajfelületek kialakulását befolyásoló - szervesanyag-tartalom, mész és pH hatását a monomolekuláris tenzid adszorpcióra.***
- 2) A tenzid hatására a vizsgált talajfizikai paraméterek megváltoztak. ***A legtöbb változás azzal van összefüggésben, hogy a tenzid miatt hidrofóbbá váltak a minták.*** A talajminták higroszkópossága csökkent mindkét (desztillált vizes és tenzides) kezelésnél. A makroaggregátum-stabilitás a tenzid hatására bizonyítottan növekedett, a már említett hidrofóbbá válás következtében. A kontroll minták telítési olajvezetőképessége magasabb volt, mint a telítési vízvezetőképességük. ***A tenzid hatására csökkent mind a víz-, mind az olajvezető-képesség,*** amely segítheti a kármentesítési folyamatot (amennyiben az olajfázis immobilizálása a cél). ***A légáteresztőképesség jól használható a talajok olajvezető-képességének becslésére a tenziddel kezelt minták esetében is.***
- 3) Általánosságban azt tapasztaltuk, hogy az eltelt idő és a bioszén koncentrációja együttesen határozza meg a különböző talajtulajdonságokban bekövetkezett változások mértékét. ***A bioszén egyrészt elősegíti az aggregátumok tartós összetapadását (mikro- és makroaggregátum szinten is),*** nemcsak a szénkötések által, hanem a fokozott gyökérfejlődés és mikrobiológiai aktivitás következtében, akár a mikorrhizáció miatt is, így ***hozzájárulhat a szerkezet stabilizálásához.*** A bioszén fokozta a mikroaggregátumok képződését és azok

stabilitását is, már kis koncentráció esetén is (0,5%).

- 4) *A bioszén kezelés hatására jelentősen megnövekedett a külső és belső felületek nagysága*, melyet a vízgőzadszorpció és a nitrogéngázos fajlagos felület vizsgálatok is mind alátámasztottak. A nagyobb felület nagyobb víz- és tápanyag-megkötést eredményez.
- 5) **Bebizonyosodott, hogy csak a vízvezető-képességre, a térfogattömegre és a graduáltsági fokra hat szignifikánsan a „kezelés”, az „idő”, és a kettő együttes kombinációja. A többi talajtulajdonságra a „kezelés”, az „idő”, jobbra szignifikáns hatást gyakorolt.**
- 6) A kísérletek során sikerrel alkalmaztam néhány módszertani újítást:
 - a) **a zárt rendszerű permeamétert - átalakítás után - elsőként alkalmaztam tenziddel kezelt talajok víz- és olajvezető képességének mérésére.** Ez a megoldás tette lehetővé a kísérletek elvégzését anyagtakarékos és környezetbarát módon.
 - b) *A tenziddel kezelt talajok légáteresztő képességét elsőként mértem a PL300 típusú műszerrel laboratóriumi körülmények közt annak érdekében, hogy becsülni tudjam ugyanezen talajok olajvezető képességét* (és ezzel a gyorsabb és jobban környezetbarát módszerrel) esetlegesen kiválttam az olajvezető képesség méréseket.
 - c) *A bioszénnel kezelt talajok mikroaggregátum-stabilitásának meghatározására az ülepitéses módszerek kiváltására elsőként alkalmaztam a lézerdiffrakciós mérési módszert.*

Összefoglalás

A dolgozatban két különböző adalékanyag hatásait vizsgáltam a talaj egyes fizikai tulajdonságaira. Az egyik anyag, egy felületaktív anyag, amely például a szennyvizek révén juthat ki a környezetbe, hiszen ott van minden tisztítószerben, de a műtrágyákban, növényvédőszerekben is jelen van; illetve kármentesítés során is alkalmazhatják, mert módosíthatja a szennyezőanyag megkötődését, illetve megváltoztathatja a folyadék fázis mozgékonyosságát a nem vizes fázisú szennyezések (pl. kőolajszármazékok) eltávolításakor. A másik vizsgált anyag a bioszén volt, amely kedvezően befolyásolja a talaj víz-, és tápelemgazdálkodását is, ezáltal a talaj és a növény egészségét is.

A kiválasztott kationos felületaktív anyag, a hexadecilpiridinium-klorid volt, melyet főleg a gyógyszer- és kozmetikai ipar alkalmaz jó baktérium- és gombaölő tulajdonságai miatt. Minden egyes minta esetében meghatároztuk azt a tenzidmennyiséget, amellyel a talajokat kezelve feltételezhetően egy monomolekuláris tenzidborítottság alakul ki a talajszemcsék felületén. Ez a tenzidmennyiség mintánként eltérő volt, a legtöbb esetben mintánként szignifikánsan különböző. A nagy homoktartalmú minta kezeléséhez a legkisebb, míg a nagy agyagtartalmú minták kezeléséhez a legnagyobb koncentrációjú tenzidoldatra volt szükség. A tenzid megkötődésében a leginkább szerepet játszó talajtulajdonságok a következők voltak: higroszkóposság (hy_1), az agyagtartalom, a fajlagos felület (BET-felület) és a kationcserélő képesség (T-érték).

A minták felületaktív anyaggal történő kezelését az ún. „elárasztásos módszerrel” valósult meg. Azonban a kezelés során szerkezetleromlást tapasztaltam, ezért elvégeztem a kezelést csak desztillált vízzel is, tenzid hozzáadása nélkül.

A talajszemcsék felületén kialakult egyrétegű tenzidborítottság hatására feltételezzük, hogy a minták teljesen hidrofóbbá váltak, és főként emiatt az összes vizsgált talajfizikai tulajdonságok megváltoztak. A talajminták higroszkópossága csökkent a tenzides kezelés következtében. A kezelt minták makroaggregátum stabilitása emelkedett, ami egy kedvező változás a talaj szerkezetének szempontjából. A felületaktív anyag hatására a minták telítési vízvezetőképessége is csökkent. Az

olajvezetőképesség mérésére egy műszerfejlesztést követően került sor. Ezáltal ki tudtam mérni, hogy a tenzid hatására a minták olajvezetőképessége is csökkent. A mért légáteresztő-képesség vizsgálatok eredményei mind a kontroll, mind a kezelt minták esetében is alkalmasak lehetnek az olajvezetőképesség becslésére

A bioszenes tenyészedényes kísérlet során vályog fizikai féleségű talaj mikro- és makroaggregátum- és szerkezeti stabilitását, az aggregátumok méret szerinti eloszlását, a telítési vízvezető képességét, higroszkóposágát és a fajlagos felületét vizsgáltuk három különböző dózisu bioszén kezelésnél, mindezt három különböző növényfejlődési időpontban, összesen 12 hétig. Tapasztalatunk szerint, a különböző talajtulajdonságokban bekövetkezett változások mértékét az eltelt idő és a bioszén koncentrációja együttesen határozza meg.

A kijuttatott bioszén kedvezően hatott a talaj szerkezeti paramétereire, mert elősegítette a mikroaggregátumok képződését, és azok stabilitásának növekedését is. Ugyanakkor a talajok makroaggregátum-stabilitása is növekedett a kísérlet 12. hetére, nem csupán a kezelt, hanem a kontroll minták esetében is.

A nagyobb fajlagos felület, amit a bioszén dózissal együtt növekvő higroszkóposág értékek is jeleztek, nagyobb mennyiségű vizet képes megtartani; ezért a szárazságra hajlamos területeken a bioszén kijuttatása lehetséges eszköz lehet a vízhiány növényekre gyakorolt negatív hatásainak csökkentésére. Továbbá megfigyeltük a bioszén kezelésnek már számos esetben leírt térfogattömeg csökkentő hatását is.

Összességében elmondható, hogy mind a felületaktív anyag, mind a bioszén jelentős hatással volt a vizsgált talajfizikai tulajdonságokra, de eltérő módon és mértékben. Míg a tenzides kezelés elsősorban a talaj adszorpciós viszonyait, valamint olajvezetőképességét befolyásolta, addig a bioszén alkalmazása a talajszerkezet javulását segítette elő. Eredményeink rámutatnak arra, hogy a talajjavító anyagok alkalmazása során figyelembe kell venni azok komplex fizikai és kémiai kölcsönhatásait a talaj többi komponenseivel. A különböző kezelések hosszú távú hatásainak vizsgálata azonban további kutatásokat igényel, különösen változatos talajtípusokon és környezeti feltételek között.

Summary

In this thesis, I investigated the effects of two different additives on certain physical properties of soil. One of them, a surfactant, can be released into the environment, for example, through wastewater, as it is present in all cleaning products, but also in fertilisers and pesticides; it can also be used in remediation, as it can modify the binding of pollutants and alter the mobility of the liquid phase of non-aqueous phase pollutants (e.g. petroleum derivatives). The other substance tested was biochar, which can have a positive effect on the water and nutrient management of a degraded soil, and thus on soil and plant health.

The chosen cationic surfactant was hexadecylpyridinium chloride, which is mainly used in the pharmaceutical and cosmetic industry for its good bactericidal and fungicidal properties. The amount of tenside that could be expected to form a monomolecular tenside coating on the surface of the soil particles when soils were treated, was determined for each sample. This amount of tenside varied from sample to sample, in most cases being significantly different from sample to sample. The treatment of samples with high sand content required the lowest concentration of tenside solution, whereas the treatment of samples with high clay content required the highest concentration. The soil properties that played the most important role in the tenside adsorption were hygroscopicity (hy_1), clay content, specific surface area (BET surface) and cation exchange capacity (CEC-value).

The treatment of the samples with surfactant was carried out by the so-called “static equilibrium experiment, or batch flooding method”. However, structural degradation was observed during the treatment, so I also performed the treatment with distilled water only, without addition of surfactant.

It is assumed that the single layer of tenside cover on the surface of the soil particles made the samples completely hydrophobic, and, mainly because of this, all the soil physical properties investigated were altered. The hygroscopicity of the soil samples has been reduced by the treatment with tensides. The macroaggregate stability of the treated samples increased, which is a positive change in terms of soil structure. The surfactant also reduced the saturated hydraulic conductivity of the samples. The oil conductivity was measured following an instrument development. This allowed me

to measure, that the oil conductivity of the samples was also reduced by the effect of the surfactant. For both control and treated samples, the results of the measured air permeability tests can be used to estimate the oil conductivity of the soil.

In the biochar pot experiment, the micro- and macro-aggregate and structural stability, aggregate size distribution, saturated hydraulic conductivity, hygroscopicity and specific surface area of loam soil were investigated at three different doses of biochar treatment at three different plant development times, for a total of 12 weeks. Our experience has shown that the extent of change in different soil properties is determined by the combination of elapsed time and biochar concentration.

The applied biochar had a positive effect on the soil structural parameters by promoting the formation of microaggregates and increasing their stability. At the same time, the macroaggregate stability of the soils also increased by week 12 of the experiment, not only for the treated but also for the control samples.

The higher specific surface area, as indicated by the increasing hygroscopicity values with increasing biochar dosage, can retain more water; therefore, the application of biochar in drought-prone areas could be a possible tool to reduce the negative effects of water deficit on plants. Furthermore, we have observed decreasing soil bulk density, as the effect of biochar treatment, that has been described in several cases beforehand.

Overall, both surfactant and biochar had significant effects on the soil physical properties studied, but in different ways and to different degrees. While the treatment with surfactants mainly affected soil adsorption and oil conductivity, the application of biochar contributed to the improvement of soil structure. Our results indicate that the application of soil amendments should take into account their complex physical and chemical interactions with other soil components. However, further research is needed to investigate the long-term effects of different treatments, especially in a wide range of soil types and environmental conditions.

Köszönetnyilvánítás

Köszönöm témavezetőmnek, Makó Andrásnak, amiért megszerettette velem a talajfizikát, az iránymutatást, és hogy türelmesen kivárta, amíg végre elkészült ez a dolgozat. Köszönöm Máté Ferenc† professzor úrnak a tanácsait, biztatását, és az újmajori beköszönéseket.

Köszönöm a volt Növénytermesztéstani és Talajtani Tanszék Talajtani és Agrokémiai csoportjának és hallgatótársaimnak a támogatását, segítségét, különösen Borbély Jenőnének, (Böbenénének†), Nemes Ágnesnek, Dunai Attilának, Csatári Tündének, Menyhátrné Homor Annának, Földelmesi Zoltánnak, Hermann Tamásnak, Pócze Tamásnak, Széplábi Gábornak, Baa Katalinnak, Harmat Adriennek, Kocsis Mihálynak, Miókovics Eszternek. Hernádi Hildának a szakmán túl a barátságát is köszönöm! És persze Csitári Gábor felbecsülhetetlen pacsijait is.

Nagyon köszönöm a tenzidadszoprciós vizsgálatokban nyújtott szakmai segítségét Földényi Ritának† és Tóth Zoltánnak Veszprémből; Balázs Rékának az agyagásvány vizsgálatokat a Geokémiai Kutatóintézetből, a fajlagos felület méréseket pedig Kamil Skicnek, Lublinból, és Krzysztof Lamorskinak a CT-s felvételeket.

Nagyon hálás vagyok munkahelyem, az Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani Intézet támogató közegéért, főként Szabó József†, Pásztor László és Bakacsi Zsófia csendes noszogatásaiért. Külön köszönöm Bányász Ágnes olimpikon laboráns, Labancz Viktória, Mózes Mariann segítségét. Horel Ágotának köszönöm, hogy megismertette velem a bioszén különös és fantasztikus világát. Rajkai Kálmán és Tóth Tibor professzor urakhoz mindig fordulhattam szakmai tanácsért.

Nagyon-nagyon köszönöm a családom, a szüleim kiapadhatatlan és fáradhatatlan támogatását; testvéreim, Ildi és Zsuzsa biztatását („hajrá, kistesó!”), unokahúgaim és –öcséim, Niki, Kata, Ádám és Olivér vidámságát; Jani† túlélőcsomag-szállításait, és még Gábor ugratásait is (egy kicsit), Alexéiről már nem is beszélve.

Köszönöm a barátaimnak, hogy buzdítottak, Roninak, Zsofkónak, Hildusnak, Jucusnak és Palcsinak, debreceni Nórinak, somogyi Nórinak; Márkó bátyónak és Papesznek a sok-sok esti csetelést.

És végül köszönöm férjemnek, lelkem letéteményesének, hogy vagy!

Felhasznált irodalom

- ABDUL, A.S. 1988. Migration of Petroleum Products Through Sandy Hydrogeologic Systems. *Groundwater Monitoring and Remediation*. 8. (4) **73**.
- ABRIOLA, L.M., DEMOND, A.H. 2000. The Migration and Entrapment of DNAPLs in Physically and Chemically Heterogeneous Porous Media. US Department of Energy. Project No. 54680. Final Report. University of Michigan. Ann Arbor.
- ABRIOLA, L.M., PINDER, G.F., 1985a. A multiphase approach to the modelling of porous media contamination by organic compounds. 1. Equation development. *Water Resources Research*. **21**. 11–18.
- ABRIOLA, L.M., PINDER, G.F., 1985b. A multiphase approach to the modelling of porous media contamination by organic compounds. 2. Numerical simulation. *Water Resources Research*. **21**. 19–26.
- ABU-ZREIG, M., RUDRA, R.P., DICKINSON, W.T., 2003. Effect of application of surfactants on hydraulic properties of soils. *Biosystems Engineering*. **84**. (3) 363–372.
- AISLABIE, J., LLOYD-JONES, G., 1995. A review of bacterial degradation of pesticides. *Australian Journal of Soil Research*. **33**. 925–942.
- ALBURQUERQUE, J.A., SALAZAR, P., BARRÓN, V., TORRENT, J., DEL CAMPILLO, M.D.C., GALLARDO, A., VILLAR, R. 2013. Enhanced wheat yield by biochar addition under different mineral fertilization levels. *Agronomy for Sustainable Development*. **33** (3). 475–484.
- ALI, A., BIGGS, A.J.W., MARCHUK, A., BENNETT, J. MCL. 2019. Effect of irrigation water pH on saturated hydraulic conductivity and electrokinetic properties of acidic, neutral, and alkaline soils. *Soil Science Society of America Journal*. **83**. (6) 1672–1682.
- ALLRED, B., BROWN, G.O., 1994. Surfactant induced reduction in soil hydraulic conductivity. *Ground Water Monitoring and Remediation*. **14**. 174–184.
- ALPEROVITCH, N., SHAINBERG, I., KEREN, R., 1985. Effect of clay mineralogy and aluminium and iron oxides on the hydraulic conductivity of clay-sand mixtures. *Clay and Clay Minerals*. **33**. 443–450.
- AMELUNG, W., KAISER, K., KAMMERER, G., SAUER, G., 2002. Organic carbon at soil particle surfaces - evidence from x-ray photoelectron spectroscopy and surface abrasion. *Soil Science Society of America Journal*. **66**. 1526–1530.
- AMÉZKETA, E. 1999. Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture*. **14**. 83–151. doi:10.1300/j064v14n02_08.
- AMÉZKETA, E., ARAGÜÉS, R., CARRANZA, R., URGEL, B., 2003. Macro- and micro-aggregate stability of soils determined by a combination of wet-sieving and laser-ray diffraction. *Spanish Journal of Agricultural Research*. **1**. (4) 83–94.

- AMOOZEGAR, A., WARRICK, A.W., FULLER, W.H., 1986. Movement of selected organic liquids into dry soils. *Hazardous Waste and Hazardous Materials*. **3**. 29–41.
- AN, C., HUANG, G., 2015. Environmental concern on biochar: capture, then what? *Environmental Earth Sciences*. **74** (12). 7861–7863.
- ANDERSON, C.R., CONDRON, L.M., CLOUGH, T.J., FIERS, M., STEWART, A., HILL, R.A., SHERLOCK, R.R. 2011. Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. *Pedobiologia*, **54** (5–6). 309–320.
- ANDERSON, J.L., BOUMA, J., 1973. Relationships between saturated hydraulic conductivity and morphometric data of an argillic horizon. *Soil Science Society of America Journal*. **37**. 408–413.
- ANGERS, D.A., CARON, J., 1998. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry*. **42**. (1) 55–72.
- ANTAL, M.J., GRØNLI, M. 2003. The Art, Science, and Technology of Charcoal Production. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. **42**. 1619–1640. doi:10.1021/ie0207919.
- ARANYOSI, T., TOMÓCSIK, A., MAKÁDI, M., MÉSZÁROS, J., BLASKÓ, L. 2016. Changes in physical properties of sandy soil after long-term compost treatment. *International Agrophysics*. **30**. 269–274.
- ARINGHERI, R., SEQUI, P., 1978. The arrangement of organic matter in a soil crumb. In: *Modification of Soil Structure* (Eds.: EMERSON, W. W., BOND, R. D. & DEXTER, A. R.) 145–150. John Wiley. New York.
- ARORA, J., RANJAN, A., CHAUHAN, A., DATTA, S., JINDAL, T. 2024. Personal care products in agroecosystem: ubiquity, sources, and toxicity insights. In: *Emerging Contaminants. Sustainable Agriculture and the Environment*. (EDS.: KUMARI, A., RAJPUT, V.D., MANDZHIEVA, S.S, MINKINA, T., VAN HULLENBUSCH, E.). Woodhead Publishing. 207–221. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-18985-2.00010-9>.
- ARTHUR, E., TULLER, M., MOLDRUP, P., DE JONGE, L.W. 2015. Effects of biochar and manure amendments on water vapor sorption in a sandy loam soil. *Geoderma*. **243-244**. 175–182. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.01.001>
- ARYA, L.M., LEIJ, F.J., SHOUSE, P.J., VAN GENUCHTEN, M. TH. 1999. Relationship between hydraulic conductivity function and the particle-size distribution. *Soil Science Society of America*. **63**. 1063–1070.
- ATKIN, R., CRAIG, V.S.J., WANLESS, E. J., BIGGS, S., 2003. Mechanism of cationic surfactant adsorption at the solid–aqueous interface. *Advances in Colloid and Interface Science*. **103**. 219–304.
- BAE, S., MANNAN, M. B., LEE, W., 2012. Adsorption of cationic cetylpyridinium chloride on pyrite surface. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. **18**. 1482–1488.

- BAIAMONTE, G., CRESCIMANNO, G., PARRINO, F., DE PASQUALE, C. 2019. Effect of biochar on the physical and structural properties of a sandy soil. *Catena*. **175**. 294–303. doi:10.1016/j.catena.2018.12.019
- BALL, B.C., 1981a. Modeling of soil pores as tubes using gas permeabilities, gas diffusivities and water release. *Journal of Soil Science*. **32**. 465–481.
- BALL, B.C., 1981b. Pore characteristics of soils from two cultivation experiments as shown by gas diffusivities and permeabilities and air-filled porosities. *Journal of Soil Science*. **32**. 483–498.
- BALL, B.C., DOBBIE, K.E., PARKER, J.P., SMITH, K.A. 1997a. The influence of gas transport and porosity on methane oxidation in soils. *Journal of Geophysical Research*. **102**. 23301–23308.
- BALL, B.C., SMITH, K.A., KLEMEDTSSON, L., BRUMME, R., SITLAULA, B.K., HANSEN, S., PRIEMÉ, A., MACDONALD, J., HORGAN, G.W. 1997b. The influence of soil gas transport properties on methane oxidation in a selection of northern European soils. *Journal of Geophysical Research*. **102**. 23309–23318.
- BALLENEGGER R., 1933. A rög fizikája. A Kis Akadémia Könyvtára. VII. kötet. Budapest.
- BANKS, M. L., KENNEDY, A. C., KREMER, R. J., EIVAZI, F. 2014. Soil microbial community response to surfactants and herbicides in two soils. *Applied Soil Ecology*. **74**. 12–20.
- BARNA, GY., CSATÁRI, T., BALÁZS, R., FÖLDÉNYI, R., LÁSZLÓ, P., DUNAI, A., MAKÓ, A. 2016. Water regime change of surfactant polluted soils. Review on agriculture and rural development. **5**. (1-2). 126–131.
- BARNA, GY., DUNAI, A., MAKÓ, A., TÓTH, Z., BARTON, G., LAMORSKI, K. 2013. Comparative analysis of the organic liquid conductivity of soil samples treated with cationic surfactant. *Georgikon for Agriculture*. **18**. (3) 41–56.
- BARNA, GY., FÖLDÉNYI, R., TÓTH, Z., BALÁZS, R., MAKÓ, A. 2015. Kationos felületaktív anyag (hexadecilpiridinium-klorid monohidrát) adszorpciója talajokon. *Agrokémia és Talajtan*. **64**. (1) 105–122.
- BARNA, GY., MAKÓ A. & BARTA K., 2012a. Talajok folyadékvezető képességének mérése permeaméterrel. XVIII. Ifjúsági Tudományos Fórum, 2012. április 19., Keszthely. CD kiadvány.
- BARNA, GY., MAKÓ, A., DUNAI A., 2012b. Talajok víz- és olajvezető képességének összehasonlító mérése. „A környezet szerepe az életben – a talaj, a növény, az állat és az ember kapcsolata a fenntarthatóság és az alkalmazkodás tükrében” c. konferencia a PAB Agrártudományok Szakbizottság szervezésében. 2012. május 22. Kaposvár
- BARNA, GY., MAKÓ, A., HOREL, Á. 2020a. Bioszén hatása a talajok egyes fizikai tulajdonságaira. In: Klímaváltozás okozta kihívások – Globálistól lokálisig (Szerk.: FARSANG, A., LADÁNYI, ZS. & MUCSI, L.). GeoLitera Kiadó, Szeged. 171–178.

- BARNA, GY., MAKÓ, A., KOZMA-BOGNÁR, V. 2014. Change of Atterberg limits of soils contaminated by petroleum product and surfactant. 20th Youth Scientific Forum, 23-24 May 2014. Keszthely, Hungary
- BARNA, GY., MAKÓ, A., SKIC, K. & HOREL, Á. 2018. Changes in soil physical properties of a biochar amended soil. In: Abstract book of 12th International Conference on Agrophysics (Eds: SŁAWINSKI, C., ZDUNEK, A.). Lublin, 2018. szept. 17–19. p. 77.
- BARNA, GY., MAKÓ, A., TAKÁCS, T., SKIC, K., FÜZY, A., HOREL, Á. 2020b. Biochar alters soil physical characteristics, arbuscular mycorrhizal fungi colonization, and glomalin production. *Agronomy*. **10**. (12) 1933.
- BARNES, R.T., GALLAGHER, M.E., MASIELLO, C.A., LIU, Z., DUGAN, B. 2014. Biochar-induced changes in soil hydraulic conductivity and dissolved nutrient fluxes constrained by laboratory experiments. *PLoS One*. **9** (9). e108340.
- BARTLOVÁ, J., BADALÍKOVÁ, B., POSPÍŠILOVÁ, L., POKORNÝ, E., ŠARAPATKA, B., 2015. Water stability of soil aggregates in different systems of tillage. *Soil and Water Research*. **10** (3). 147–154.
- BARZEGAR, A.R., MURRAY, R.S., CHURCHMAN, G.J., RENGASAMY, P., 1994. The strength of remoulded soils as affected by exchangeable cations and dispersible clay. *Australian Journal of Soil Research*. **32**. (2) 185–199.
- BEAR, J., 1979. *Hydraulics of groundwater*. McGraw-Hill Co. New York.
- BEARE, M.H. & BRUCE, R.R., 1993. A comparison of methods for measuring water-stable aggregates: implications for determining environmental effects on soil structure, *Geoderma*. **56** (1-4). 87–104.
- BEDIENT, P.B., RIFAI, H.S., NEWELL, C.J., 1999. *Ground water contamination transport and remediation*. Prentice Hall PTR, Upper Saddle River, New Jersey.
- BENSON, C.H., ZHAI, H., WANG, X., 1994. Estimating hydraulic conductivity of compacted clay liners. *Journal of Geotechnical Engineering*. ASCE. **120**. 366–387.
- BIEGANOWSKI, A., RYŻAK, M., SOCHAN, A., BARNA, GY., HERNÁDI, H., BECZEK, M., POLAKOWSKI, C., MAKÓ, A. 2018. Laser diffractometry in the measurements of soil and sediment particle size distribution. *Advances in Agronomy*. **151**. 215–279. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2018.04.003>
- BIEGANOWSKI, A., RYŻAK, M., WITKOWSKA-WALCZAK, B. 2010. Determination of soil aggregate disintegration dynamics using laser diffraction. *Clay Minerals*, **45**. 23–34.
- BLACKMAN, J.D., 1992. Seasonal variation in the aggregate stability of downland soils. *Soil Use and Management*. **8** (4). 142–150.
- BLACKWELL, P. S., RINGROSE-VOASE, A.J., JAYAWARDANE, N.S., OLSSON, K. A., MCKENZIE, D.C., MASON, W.K., 1990. The use of air-filled porosity and intrinsic permeability to

air to characterize structure of macropore space and saturated hydraulic conductivity of clay soils. *Journal of Soil Science*. **41**. 215–228.

- BLASCO, J., HAMPEL, M., MORENO-GARRIDO, I. 2003. Toxicity of surfactants. In: *Analysis and fate of surfactants and the aquatic environment* (Eds.: KNEPPER, T.P., BARCELO, D., DE VOOGT, P.). *Comprehensive Analytical Chemistry*. **40**. 827–925.
- BOGUTA, P., SOKOŁOWSKA, Z., SKIC, K., TOMCZYK, A. 2019. Chemically engineered biochar—Effect of concentration and type of modifier on sorption and structural properties of biochar from wood waste. *Fuel*. **256**, doi:10.1016/j.fuel.2019.115893.
- BONELLI, P.R., BUONOMO, E.L., CUKIERMAN, A.L. 2007. Pyrolysis of sugarcane bagasse and co-pyrolysis with an Argentinean subbituminous coal. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*. **29**. 731–740, doi:10.1080/00908310500281247.
- BOUMA, J., HILLEL, D.I., HOLE, F.D., AMERMAN, C.R., 1971. Field measurements of hydraulic conductivity by infiltration through artificial crusts. *Soil Science Society of America Proceedings*. **35**. 362–364.
- BOUMA, J.A., JONGERIUS, A., SCHOONDERBEEK, D., 1979. Calculation of saturated hydraulic conductivity of some pedal clay soils using micromorphometric data. *Soil Science Society of America Journal*. **43**. 261–264.
- BOYNTON, S.S., DANIEL, D. E., 1985. Hydraulic conductivity tests on compacted clay. *Journal of Geotechnical Engineering*. ASCE. **111**. 465–478.
- BRITTON, L.N. 1998. Surfactants and the environment. *Journal of Surfactants and Detergents*. **1**. 109–117.
- BROWN, K.W., THOMAS, J.C. 1987. A mechanism by which organic liquids increase the hydraulic conductivity of compacted clay minerals. *Soil Science Society of America Journal*. **51**. 1451–1459.
- BROWN, M.J., BURRIS, D. R. 1996. Enhanced organic contaminant sorption on soil treated with cationic surfactants. *Ground water*. **34**. 734–745.
- BRUNAUER, S., EMMETT, P.H., TELLER, E. 1938. Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American Chemical Society*. **60**. 2. 309–319.
- BUDHU, M., GIESE, R.F., CAMPBELL, G. JR., BAUMGRASS, L. 1991. The permeability of soils with organic fluids. *Canadian Geotechnical Journal*. **28**. 140–147.
- BURDINE, N.T., 1953. Relative permeability calculations from pore size distribution data. *Transactions of the American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers*. **198**. 71–78.
- BURFORD, J.R., DESHPANDE, T.L., GREENLAND, D.J., QUIRK, J.P. 1964. Influence of organic materials on the determination of the specific surface areas of soils. *Journal of Soil Science*. **15**. 192–201.

- BURRELL, L.D., ZEHETNER, F., RAMPAZZO, N., WIMMER, B., SOJA, G. 2016. Long-term effects of biochar on soil physical properties. *Geoderma*, **282**. 96–102.
- BUZÁS, I., 1993. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. Inda4231 Kiadó, Budapest.
- CANDELARIA, L.M., MATSUMOTO, M.R. 2000. Effects of NAPL contaminants on the permeability of a soil-bentonite slurry wall material. *Transport in Porous Media*. **38**. 43–56.
- CAO, T., CHEN, W., YANG, T., HE, T., LIU, Z., MENG, J. 2017. Surface characterization of aged biochar incubated in different types of soil. *Bioresources*. **12**. 6366–6377. doi:10.15376/biores.12.3.6366-6377.
- CARMAN, P.C. 1956. Flow of gases through porous media. Academic Press. New York.
- CARY, J.W., SIMMONS, C.S., MCBRIDE, J.F. 1989. Predicting oil infiltration and redistribution in unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*. **53**. 335–342.
- CHENU, C., LE BISSONNAIS, Y., ARROUAYS, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*. **64**. 1479–1486.
- CHENU, C., STOTZKY, G. 2002. Interactions between microorganisms and soil particles. An Overview. In: *Interactions Between Soil Particles and Microorganisms*. Wiley-VCH-Verlag. Weinheim, Germany. 3–40.
- COLEMAN, C.D., CALLAHAM JR., M.A., CROSSLEY JR., D.A. 2018. Secondary production: activities of heterotrophic organisms - Microbes. In: *Fundamentals of Soil Ecology* (3rd ed.). Academic Press. 47–76.
- COLLIS-GEORGE, N., 1953. Relationship between air and water permeability in porous media. *Soil Science*. **76**. 239–249.
- CONCAWE, 1979. Protection of groundwater from oil pollution. Rep. No. 3/79. The Hague.
- COREY, A. T., 1986. Air permeability. In: *Methods of Soil Analysis* (Ed.: A. KLUTE). American Society of Agronomy. 1121–1136.
- COSTA, O.Y.A., RAAIJMAKERS, J.M., KURAMAE, E.E. 2018. Microbial extracellular polymeric substances: Ecological function and impact on soil aggregation. *Frontiers in Microbiology*. **9**. 1636. doi:10.3389/fmicb.2018.01636.
- CYBULAK, M., SOKOŁOWSKA, Z., BOGUTA, P. 2016. Hygroscopic moisture content of podzolic soil with biochar. *Acta Agrophysica*. **23**. 533–543.
- CYBULAK, M., SOKOŁOWSKA, Z., BOGUTA, P. 2019. Impact of biochar on physicochemical properties of Haplic Luvisol soil under different land use: A plot experiment. *Agronomy*. **9**. (9) 531. doi:10.3390/agronomy9090531.
- CSATÁRI T., MAKÓ A., SKIC, K., TÓTH Z., BALÁZS R., 2013. A talajok víz- és szervesfolyadék-visszatartó képességének változása kationos felületaktív anyaggal történő kezelés

- hatására. In: Talajvédelem Különszám. Talajtani Vándorgyűlés, Miskolc, 2012. aug. 23–25. (Szerk.: DOBOS E., BERTÓTI R.D., SZABÓNÉ KELE G.) Könyvműhely – Z-Press Kiadó. Miskolc. 105–114.
- CSITÁRI, G., TÓTH, Z., KÖKÉNY, M. 2021. Effects of organic amendments on soil aggregate stability and microbial biomass in a long-term fertilization experiment (IOSDV). *Sustainability*. **13**. (17) 9769.
- DANE, J.H., HOFSTEE, C., COREY, A.T., 1998. Simultaneous measurement of capillary pressure, saturation and effective permeability of immiscible liquids in porous media. *Water Resources Research*. **34**. 3678–3692.
- DE BOODT, M.F., KIRKHAM, D. 1953. Anisotropy and measurement of air permeability of soil clods. *Soil Science*. **76**. 127–133.
- DE JONG, E. 1999. Comparison of three methods of measuring surface area of soils. *Canadian Journal of Soil Science*. **79**. 345–351, doi:10.4141/s98-069.
- DENCŐ, M., TÓTH, E., GELYBÓ, GY., KÁSA, I., HOREL, Á., RÉKÁSI, M., TAKÁCS, T., FARKAS, Cs., POTYÓ, I., UZINGER, N. 2017. Komposzt illetve műtrágya bioszén kezeléssel mutatott együttes hatásának vizsgálata karbonátos homoktalaj nedvességtartalmára és talajlégzésére. *Agrokémia és Talajtan*. **66**. 79–93.
- DI GLÉRIA J., KLIMES-SZMIK A., DVORACSEK M. 1957. Talajfizika és talajkolloidika. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- DOBOZY, O., LAKATOS, M., MÁTÉ, F., 1970. Vlijanyije nyekotorih povernosztno-aktivnih u drugih organicsezkih vescsesztv na fizicsekie szvojsztva pocsvi i razvityije rasztyenyii. *Zsurnal Prikladnoj Himii*. **XLIII**. 639–645.
- DONG, W., WALKIEWICZ, A., BIEGANOWSKI, A., OENEMA, O., NOSALEWICZ, M., HE, C., ZHANG, Y., HU, C. 2020. Biochar promotes the reduction of N₂O to N₂ and concurrently suppresses the production of N₂O in calcareous soil. *Geoderma*. **326**. 114091. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114091>
- DRAGUN, J. 1998. The soil chemistry of hazardous materials. Amherst Scientific Publishers. Amherst. Massachusetts.
- DUGAN, E., VERHOEF, A., ROBINSON, S., SOHI, S., GILKES, R., PRAKONGKEP, N., 2010. Biochar from sawdust, maize stover and charcoal: impact on water holding capacities (WHC) of three soils from Ghana. IUSS, Brisbane, Australia, 1-6 August 2010.
- DUNAI, A., MAKÓ, A., 2011. Talajok folyadékvezető képességének összehasonlító vizsgálata vizes és nem vizes rendszerekben. Talajvédelem különszám. Farsang Andrea, Ladányi Zsuzsanna (szerk.): Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között. pp. 331–337. Talajvédelmi Alapítvány. Gyomápress Kft. Gyomaendrőd.
- DUNAI, A., MAKÓ, A., BARNA, GY. 2013. A talajok légáteresztő képessége. *Agrokémia és Talajtan*. **62** (2). 415–426.

- DUNAI, A., MAKÓ, A., HERNÁDI, H., 2007. A talajok légáteresztő képességének és szerves folyadék vezető képességének összehasonlító vizsgálata. Erdei Ferenc IV. Tudományos Konferencia. Kecskemét. 2007. augusztus 27-28. 971–974.
- DUNAI, A., MAKÓ, A., HERNÁDI, H., MIÓKOVICS, E., SZÉPLÁBI, G., 2008. A talajok légáteresztő képességének laboratóriumi vizsgálata. Talajvédelem. Különszám: Talajtani Vándorgyűlés, Nyíregyháza, 2008. május 28-29. 73–80.
- DUNAI A., TÓTH, Z. 2015. Szerves- és műtrágyázás tartamhatása a talajaggregátumok stabilitására agyagbemosódásos barna erdőtalajon. *Agrokémia és Talajtan*. **64**. 29–52.
- DVORACSEK, M., 1952. Adatok a talajszerkezet vízállóságának fiziko-kémiai alapjaihoz. In: *Agrokémiai Kutató Intézet 1950-es évkönyve*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 141–158.
- EIJPE, R., WEBER, K. J., 1971. Mini-permeameters for consolidated rock and unconsolidated sand. *Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists*. **55**. 307–309.
- ELEK, B., 2009. Talajok szerves folyadékviszatartó és folyadékvezető képessége. Doktori (PhD) értekezés. Pannon Egyetem. Georgikon Kar. Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok Doktori Iskola. Keszthely.
- ESSAID, H.I., HERKELRATH, W.N., HESS, K.M. 1993. Simulation of fluid distributions observed at a crude oil spill site incorporating hysteresis, oil entrapment, and spatial variability of hydraulic properties. *Water Resources Research*. **29**. 1753–1770.
- FAGERLUND, F. 2006. Experimental and Modelling Studies on the Spreading of Non-Aqueous Phase Liquids in Heterogeneous Media. PhD Thesis. Uppsala.
- FAGERLUND, F., NIEMI, A., ODÉN, M., 2006. Comparison of relative permeability – fluid saturation – capillary pressure relations in the modelling of non-aqueous phase liquid infiltration in variably saturated, layered media. *Advances in Water Resources Research*. **29**. 1705–1730.
- FAN, A., SOMASUNDARAN, P., TURRO, N. J. 1997. Adsorption of alkyltrimethylammonium bromides on negatively charged alumina. *Langmuir*. **13**. 506–510.
- FARKAS, É., FEIGL, V., GRUIZ, K., VASZITA, E., FEKETE-KERTÉSZ, I., TOLNER, M., KERÉKES, I., PUSZTAI, É., KARI, A., UZINGER, N., RÉKÁSI, M., KIRCHKESZNER, CS., MOLNÁR, M. 2020. Long-term effects of grain husk and paper fibre sludge biochar on acidic and calcareous sandy soils—A scale-up field experiment applying a complex monitoring toolkit. *Science of the Total Environment*. **731**. 138988. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138988.
- FAUST, C. R., GUSWA, J.H., MERCER, J.W. 1989. Simulation of three-dimensional flow of immiscible fluids within and below the unsaturated zone. *Water Resources Research*. **25**. 2449–2464.

- FENG, S-J., NIU, J-G., SHI, F-J., ZHENG, Q-T., GAO, M-W. 2025. Remediation effectiveness and mechanism on surfactant-enhanced remediation of low-permeability petroleum hydrocarbon contaminated soil under fracturing conditions. *Journal of Hydrology*. **650**. 132539.
- FERNANDEZ, F., QUIGLEY, R.M. 1985. Hydraulic conductivity of natural clays permeated with simple liquid hydrocarbons. *Canadian Geotechnical Journal*. **22**. 205–214.
- FINSTERLE, S., PERSOFF, P. 1997. Determining permeability of tight rock samples using inverse modeling. *Water Resources Research*. **33**. 1803–1812.
- FIREMAN, M., 1944. Permeability measurements on disturbed soil samples. *Soil Science*. **58**. 337–353.
- FISH, A.N., KOPPI, A.J. 1994. The use of a simple field air permeameter as a rapid indicator of functional soil pore space. *Geoderma* **63**. 255–264.
- FODOR, N., BLASKÓ, L., ÉRI, L., RAJKAI, K., 2009. Hidraulikus vezetőképesség mérési és becslési eredmények összehasonlítása homoktalajra. *Agrokémia és Talajtan*. **58**. 369–380.
- FÖLDÉNYI R., TÓTH Z., CSATÁRI T., MAKÓ A., 2013. Egy kationos tenzid (CPC) adszorpciója talajokon és talajalkotókon. *Talajvédelem Különszám*. In: *Talajvédelem Különszám*. (Szerk.: DOBOS E., BERTÓTI R.D., SZABÓNÉ KELE G.) 181–187. Könyvműhely – Z-Press Kiadó. Miskolc.
- FUNGO, B., LEHMANN, J., KALBITZ, K., THIONGO, M., OKEYO, I., TENYWA, M., NEUFELDT, H. 2017. Aggregate size distribution in a biochar-amended tropical Ultisol under conventional hand-hoe tillage. *Soil & Tillage Research*. **165**. 190–197.
- FÜLEKI-VERESS, A., BARNA, GY., MAKÓ, A. 2023. Preliminary experiments of soil hydrophobic character with Krüss DSA Drop Shape Analyser. *Review on Agriculture and Rural Development*. **12**. (3-4). 56–62.
- GAL, M., WHITTIG, L. D., FABER, B. A., 1990. Influence of clay on water movement in coarse-textured soils. *Clays and Clay Minerals*. **38**. 144–150.
- GALARNEAU, A., MEHLHORN, D., GUENNEAU, F., COASNE, B., VILLEMOT, F., MINOUX, D., AQUINO, C.C., DATH, J.-P. 2018. Specific surface area determination for microporous/mesoporous materials: The case of mesoporous FAU-Y Zeolites. *Langmuir*. **34**. 14134–14142, doi:10.1021/acs.langmuir.8b02144
- GAMLIEL, A., ABDUL, A.S. 1993. Numerical investigations of optimal well spacing and the effect of screen length and surface sealing on gas flow toward an extraction well. *Journal of Contaminant Hydrology*. **12**. 171–191.
- GAO, B., WANG, X., ZHAO, J., SHENG, G. 2001. Sorption and cosorption of organic contaminant on surfactant-modified soils. *Chemosphere*. **43**. 1095–1102. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00187-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00187-9)

- GARCIA-BENGOCHEA, I., LOWELL, C.W., ALTSCHAEFFL, A.G., 1979. Pore distribution and permeability of silty clays. *Journal of the Geotechnical Engineering Division. ASCE.* **105.** 839–856.
- GASCÓ, G., CELY, P., PAZ-FERREIRO, J., PLAZA, C., MÉNDEZ, A., 2016. Relation between biochar properties and effects on seed germination and plant development. *Biological Agriculture & Horticulture.* **32** (4), 237–247.
- GERSTL, Z., GALIN, T.S., YARON, B. 1994. Mass flow of volatile organic liquid mixture in soils. *Journal of Environmental Quality.* **23.** 487–493.
- GHEZZEHEI, T.A. 2012. Soil Structure. In: *Handbook of Soil Sciences* (Eds.: HUANG, P.M., LI, Y., SUMNER, M.E.). Vol. 1. Properties and Processes, 2nd Edition, CRC Press, Boca Raton, 1–17.
- GILES, C.H., MACEWAN, T.H., NAKHVA, S.N., SMITH, D., 1960. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. *Journal of the Chemical Society.* **1960.** 3973–3993.
- GILLIGAN, E.D., CLEMENCE, S.P. 1984. Fabric and engineering behavior of organic-saturated clays. *Bulletin of the Association of Engineering Geologists.* **21.** 515–529.
- GRABER, E.R., MINGERLIN, U. 1994. Clay swelling and regular solution theory. *Environmental Science & Technology.* **28.** 2360–2365.
- GRAY, M., JOHNSON, M.G., DRAGILA, M.I., KLEBER, M. 2014. Water uptake in biochars: The roles of porosity and hydrophobicity. *Biomass and Bioenergy.* **61.** 196–205. doi:10.1016/j.biombioe.2013.12.010.
- GREENLAND, D.J., HAYES, M.H.B. 1981. *The Chemistry of Soil Processes.* John Wiley and Sons. Hoboken, NJ, USA.
- GREENLAND, D.J., QUIRK, J. P., 1964. Determination of the total specific surface areas of soils by adsorption of cetyl pyridinium bromide. *Journal of Soil Science.* **15.** 178–191.
- GREGORY, J.H., DUKES, M.D., MILLER, G.L., JONES, P.H., 2005. Analysis of double-ring infiltration techniques and development of a simple automatic water delivery system. *Applied Turfgrass Science.* **2.** (1) 1–7. doi:10.1094/ATS-2005-0531-01-MG.
- GROENEVELT, P.H., KAY, B.D., GRANT, C.D. 1984. Physical assessment of a soil with respect to rooting potential. *Geoderma.* **34.** 101–114.
- HALMEMIES, S., GRÖNDAHL, S., NENONEN, K., TUHKANEN, T. 2003. Estimation of the time periods and processes for penetration of selected spilled oils and fuels in different soils in the laboratory. *Journal of Hazardous Materials.* **97.** 127–143.
- HARDIE, M., CLOTHIER, B., BOUND, S., OLIVER, G., CLOSE, D. 2014. Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant and Soil.* **376.** 347–361. doi:10.1007/s11104-013-1980-x

- HARTLEY, W., RIBY, P., WATERSON, J. 2016. Effects of three different biochars on aggregate stability, organic carbon mobility and micronutrient bioavailability. *Journal of Environmental Management*. **181**. 770–778. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.023>
- HEAD, K.H., 1984. *Manual of soil laboratory testing. Permeability, shear strength and compressibility tests*. Pentech Press. London.
- HELMIG, R., 1997. *Multiphase flow and transport processes in the subsurface*. Berlin Heidelberg. Springer-Verlag. Berlin.
- HELLIWELL, R., 2015. Effect of biochar on plant growth. *Arboricultural Journal*. **37**. (4), 238–242. <https://doi.org/10.1080/03071375.2015.1125601>
- HEMATIMATIN, N., IGAZ, D., AYDIN, E., HORÁK, J. 2024. Biochar application regulating soil inorganic nitrogen and organic carbon content in cropland in the Central Europe: a seven-year field study. *Biochar*. **6**. (1) 14.
- HENRY, E.J., SMITH, J.E. 2003. Surfactant-induced flow phenomena in the vadose zone: a review of data and numerical modeling. *Vadose Zone Journal*. **2**. 154–167.
- HERATH, H.M.S.K., CAMPS-ARBESTAIN, M., HEDLEY, M. 2013. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol. *Geoderma*. **209-210**. 188–197.
- HERNÁDI, H. 2020. A talajok olajvisszatartó-képességének becslési lehetőségei pedotranszfer típusú összefüggésekkel. Doktori értekezés. Pannon Egyetem, Fesztetics Doktori Iskola. Keszthely
- HERNÁDI, H., BARNA, GY., MAKÓ, A. 2017. Folyadék-visszatartás, folyadékvezetés és porozitás összefüggései vízzel és/vagy szerves folyadékkal telített talajokban I.: Folyadék-visszatartó képesség — Szemle. *Agrokémia és Talajtan*. **66**. 251–282.
- HERNÁDI, H., MAKÓ, A. 2014a. Predicting soil nonaqueous phase liquid retention with pedotransfer functions. *Agrokémia és Talajtan*. **63**. 9–18.
- HERNÁDI, H., MAKÓ, A., 2014b. Preliminary investigation to estimate soil NAPL retention using parametric pedotransfer functions. *International Agrophysics*. **28**. 435–445.
- HERNÁDI, H., MAKÓ, A., KOVÁCS, J., CSATÁRI, T. 2013. Nonaqueous-phase liquid retention of mineral mixture series containing different clay minerals. *Communications on Soil Science and Plant Analysis*. **44**. 390–396.
- HILLEL, D., 1971. *Soil and Water*. Academic Press. New York.
- HILLEL, D., 1998. *Environmental soil physics*. Academic Press. San Diego.
- HOREL, Á., POTYÓ, I., SZILI-KOVÁCS, T., MOLNÁR, S. 2018. Potential nitrogen fixation changes under different land uses as influenced by seasons and biochar amendments. *Arabian Journal of Geosciences*. **11**. 559.

- HOREL, Á., BARNA, GY., MAKÓ, A., 2019a. Soil physical properties affected by biochar addition at different plant phenological phases. Part I. *International Agrophysics*. **33**. 255–262.
- HOREL, Á., GELYBÓ, GY., POTYÓ, I., POKOVAI, K., BAKACSI, Zs., 2019b. Soil nutrient dynamics and nitrogen fixation rate changes over plant growth in temperate soil. *Agronomy*. **9**. (4). 179. <https://doi.org/10.3390/agronomy9040179>
- HOREL, Á., TÓTH, E., GELYBÓ, GY., DENCSŐ, M., FARKAS, Cs. 2019c. Biochar amendment affects soil water and CO₂ regime during *Capsicum Annuum* plant growth. *Agronomy*. **9**. (2) 58. doi:10.3390/agronomy9020058.
- HRENOVIC, J., IVANKOVIC, T., SEKOVANIC, L., ROZIC, M., 2008. Toxicity of dodecylpyridinium and cetylpyridinium chlorides against phosphate-accumulating bacterium. *Central European Journal of Biology*. **3**. 143–148.
- HU, B., AI, Y., JIN, J., HAYAT, T., ALSAEDI, A., ZHUANG, L., WANG, X., 2020. Efficient elimination of organic and inorganic pollutants by biochar and biochar-based materials. *Biochar*. **2**. 47–64.
- HUTCHINSON, G.L., LIVINGSTON, G.P. 2002. Soil–atmosphere gas exchange. Introduction. In: *Methods of soil analysis* (Eds.: DANE, J. H. & TOPP, G. C.). Part 4. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI. 1159–1160.
- HUISZ, A. 2007. A talaj aggregátum-stabilitása az egységes aggregátum-stabilitási mutató tükrében. *Acta Agraria Debreciensis. Különszám*. **26**. 83–99.
- IDOWU, O.J. 2003. Relationships between aggregate stability and selected soil properties in humid tropical environment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. **34**. 695–708.
- IGAZ, D., ŠIMANSKÝ, V., HORÁK, J., KONDORLOVÁ, E., DOMANOVÁ, RODNÝ, M., BUCHKINA, N., 2018. Can a single dose of biochar affect selected soil physical and chemical characteristics? *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. **66** (4) 421–428.
- ILLANGASEKARE, T.H., RAMSEY, J.L.JR., JENSEN, K.H., BUTTS., M.B. 1995. Experimental study of movement and distribution of dense organic contaminants in heterogeneous aquifers. *Journal of Contaminant Hydrology*. **20**. (1-2). 1–25.
- ISHIGURO, M., KOOPAL, L.K. 2014. Surfactant adsorption to soil components and soils. *Advances in Colloid and Interface Science*. **231**. 59–102.
- IVERSEN, B.V., MOLDRUP, P., SCHJØNNING, P., JACOBSEN, O.H. 2003. Field application of a portable air permeameter to characterize spatial variability in air and water permeability. *Vadose Zone Journal*. **2**. 618–626.
- IVERSEN, B.V., MOLDRUP, P., SCHJØNNING, P., LOLL, P. 2001a. Air and water permeability in differently textured soils at two measurement scales. *Soil Science*. **166**. 643–659.

- IVERSEN, B.V., SCHJØNNING, P., POULSEN, T.G., MOLDRUP, P., 2001b. In-situ, on-site and laboratory measurements of soil air permeability. Boundary conditions and measurement scale. *Soil Science*. **166**. 97–106.
- JABRO, J.D. 1992. Estimation of saturated hydraulic conductivity of soils from particle size distribution and bulk density data. *Transactions of the American Society*. **35**. (2) 557–560.
- JAKAB, G., DOBOS, E., MADARÁSZ, B., SZALAI, Z., SZABÓ, A.J., 2019. Spatial and temporal changes in infiltration and aggregate stability: A case study of a subhumid irrigated cropland. *Water*. **11**. 876.
- JALBERT, M., DANE, J.H., 2003. A handheld device for intrusive and nonintrusive field measurements of air permeability. *Vadose Zone Journal*. **2**. 611–617.
- JARSÖ, J., DESTOUNI, G., YARON, B., 1997. On the relation between viscosity and hydraulic conductivity values for volatile organic liquid mixtures in soils. *Journal of Contaminant Hydrology*. **25**. 113–127.
- JEFFERY, S., ABALOS, D., SPOKAS, K.A., VERHEIJEN, F.G.A., 2015. Biochar effects on crop yield. In: *Biochar for environmental management: science and technology* (Eds.: LEHMANN, J., JOSEPH, S.). Earthscan, London, UK. pp. 301–326.
- JENSEN, K.H., FALTA, R.W. 2005. Fundamentals. In: *Soil and groundwater contamination: nonaqueous phase liquids* (Eds.: MAYER, A. & HASSANIZADEH, S. M.). American Geophysical Union. Washington. 5–45.
- JI, W., KHALIL, C.A., JAYALAKSHMAMMA, M.P., ZHAO, L., BOUFADEL, M.C. 2021. Behavior of surfactants and surfactant blends in soils during remediation: A review. *Environmental Challenges*. **2**. 100007.
- JIEN, S.-H., WANG, C-S. 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena*. **110**. 225–233.
- JONES, A.J., WAGENET, R.J., 1984. In-situ estimation of hydraulic conductivity using simplified methods. *Water Resources Research*. **20**. 1620–1626.
- KACHINSKY, N.A., 1965. *Soil physics*. Kolos Publisher, Moscow.
- KALUARACHCHI, J.J., PARKER, J.C. 1989. An efficient finite element method for modeling multiphase flow. *Water Resources Research*. **25**. 43–54.
<https://doi.org/10.1029/WR025i001p00043>
- KARAGUNDUZ, A., PENNEL, K.D., YOUNG, M.H. 2001. Influence of a nonionic surfactant on the water retention properties of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*. **65**. 1392–1399.
- KARHU, K., MATTILA, T., BERGSTRÖM, I., REGINA, K., 2011. Biochar addition to agricultural soil increased CH₄ uptake and water holding capacity – Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **140**. (1–2). 309–313.

- KARTHICK, A., ROY, B., CHATTOPADHYAY, P. 2019. A review on the application of chemical surfactant and surfactant foam for remediation of petroleum oil contaminated soil. *Journal of environmental Management*. **243**. 187–205.
- KATYAL, S., THAMBIMUTHU, K., VALIX, M. 2003. Carbonisation of bagasse in a fixed bed reactor: Influence of process variables on char yield and characteristics. *Renewable Energy*. **28**. 713–725. doi:10.1016/s0960-1481(02)00112-x.
- KAY, B.D., 1997. Soil structure and organic carbon: a review. In: *Soil processes and the carbon cycle* (Eds.: LAL, R., KIMBLE, J.M., FOLLETT, R.F. & STEWART B.A.). CRC, Boca Raton, FL. 169–197.
- KEMPER, W.D., KOCH, E.J. 1966. Aggregate stability of soils from western United States and Canada. *USDA-ARS Techn. Bull.* 1355. Washington, DC.
- KEMPER, W.D., ROSENAU, R.C. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: *Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods* (Ed: KLUTE, A.). American Society of Agriculture, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA. 425–442.
- KESSLER, A., RUBIN, H. 1987. Relationships between water infiltration and oil spill migration in sandy soils. *Journal of Hydrology*. **91**. 187–204.
- KÉZDI, Á., 1974. *Handbook of soil mechanics: soil physics*. Elsevier Scientific Publishing Company, Budapest, Hungary.
- KHAMEHCHIYAN, M., CHARKHABI, A.H., TAJIK, M. 2007. Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of clayey and sandy soils. *Engineering geology*. **89**. 220–229.
- KING, J.J., FRANZMEIER, D.P. 1981. Estimation of saturated hydraulic conductivity from soil morphological and genetic information. *Soil Science Society of America Journal*. **46**. 419–425.
- KLUTE, A., DIRKSEN, C. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. In: *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods* (Ed: KLUTE, A.). 2nd. Edition American Society of Agriculture, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA. 687–734.
- KOCSIS, T., BIRÓ, B. 2015. Bioszén hatása a talaj-növény-mikróba rendszerre: előnyök és aggályok — Szemle. *Agrokémia és Talajtan*. **64**. 257–272.
- KOZENY, J., 1927. Über kapillare Leitung des Wassers im Boden. *Wiener Akademie Wissenschaft*. **136**. 271.
- KRISHNA MURTI, G.S.R., VOLK, V., JACKSON, M.L. 1966. Soil adsorption of linear alkylate sulfonate. *Soil Science Society of America Proceeding*. **30**. 685–688.
- KUEPER, B.H., FRIND, E.O. 1991. Two-phase flow in heterogeneous porous media. 2. Model application. *Water Resources Research*. **27**. 1059–1070.

- KUEPER, B.H., REDMAN, D., STARR, R.C., REITSMA, S., MAH, M. 1993. A field experiment to study the behavior of tetrachloroethylene below the water table: Spatial distribution of residual and pooled DNAPL. *Ground water*. **31**. 756–766.
- KUHNT, G., 1993. Behaviour and fate of surfactant in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*. **12**. 1813–1820.
- LABANCZ, V., BARNA, GY., SZEGI, T., MAKÓ, A. 2021. A talajok aggregátum-stabilitásának vizsgálati lehetőségei. 1. Makroaggregátum-stabilitás. *Agrokémia és Talajtan*. **70**. (1) 87–109.
- LADO, M., BEN-HUR, M. 2004. Soil mineralogy effects on seal formation, runoff and soil loss. *Applied Clay Science*. **24**. 209–224.
- LAIRD, D., FLEMING, P., WANG, B., HORTON, R., KARLEN, D., 2010a. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*. **158**. (3–4), 436–442.
- LAIRD, D.A., FLEMING, P., DAVIS, D.D., HORTON, R., WANG, B., KARLEN, D.L., 2010b. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma*. **158**. (3–4). 443–449.
- LAKRA, J., TIKARIHA, D., YADAV, T., SATNAMI, M.L., GHOSH, K.K. 2013. Study of solubility efficiency of polycyclic aromatic hydrocarbons in single surfactant systems. *Journal of Surfactants and Detergents*. **16**. 957–966
- LAL, R., SHUKLA, M.K. 2004. Principles of soil physics. Marcel Dekker, New York
- LAW, J.P.JR., BLOODWORTH, M.E., RUNKLES, J.R., 1966. Reactions of surfactants with montmorillonitic soils. *Soil Science Society of America Proceeding*. **30**. 327–332.
- LAW, J.P.JR., KUNZE, G.W., 1966. Reactions of surfactants with montmorillonite: Adsorption mechanisms. *Soil Science Society of America Proceeding*. **30**. 321–326.
- LE BISSONNAIS, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*. **47** (4). 425–437.
- LEHMANN, A., FLAIG, M., DUEÑAS, J.F., RILLIG, M. 2023. Surfactant-mediated effects on hydrological and physical soil properties: Data Synthesis. *Environmental Science & Technology*. **57**. (48) 19849–19859.
- LEHMANN, J., GAUNT, J., RONDON, M. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. **11** (2). 403–427.
- LEHRSCHE, G.A., JOLLEY, P.M., 1992. Temporal changes in wet aggregate stability. *Transactions of the ASAE*. **35**. (2) 493–498.
- LENHARD, R.J., DANE, J.H., PARKER, J.C., KALUARACHCHI, J.J., 1988. Measurement and simulation of one-dimensional transient three-phase flow for monotonic liquid drainage. *Water Resources Research*. **24**. 853–863.

- LENHARD, R.J., JOHNSON, T.G., PARKER, J.C. 1993. Experimental observations of non-aqueous-phase liquid subsurface movement. *Journal of Contaminant Hydrology*. **12**. 79–101.
- LIANG, B., LEHMANN, J., SOLOMON, D., KINYANGI, J., GROSSMAN, J., O'NEILL, B., SKJEMSTAD, J.O., THIES, J., LUIZÃO, F.J., PETERSEN, J., NEVES, E.G. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*. **70** (5). 1719–1730.
- LIM, T.J., SPOKAS, K.A., FEYEREISEN, G., NOVAK, J.M. 2016. Predicting the impact of biochar additions on soil hydraulic properties. *Chemosphere*. **142**. 136–144.
- LIU, S., WANG, R., YANG, Y., SHI, W., JIANG, K., JIA, L., ZHANG, F., LIU, X., MA, L., LI, C., YU, P. 2024. Changes in soil aggregate stability and aggregate-associated carbon under different slope positions in a karst region of Southwest China. *Science of the Total Environment*. **928**. 172534
- LOLL, P., MOLDRUP, P., SCHJØNNING, P., RILEY, H., 1999. Predicting saturated hydraulic conductivity from air permeability: Application in stochastic water infiltration modeling. *Water Resources Research*. **35**. 2387–2400.
- LOWE, D.F., OUBRE, C.L., WARD, C.H., 1999. Reuse of surfactants and cosolvents for NAPL remediation. A technology practices manual. Lewis Publishers, Boca Raton.
- LU, N., ZHANG, C. 2020. Separating external and internal surface areas of soil particles. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. **146**. (2) 04019126. doi:10.1061/(asce)gt.1943-5606.0002198.
- MA, K., CUI, L., DONG, Y., WANG, T., DA, C., HIRASAKI, G.J., BISWAL, S.L., 2013. Adsorption of cationic and anionic surfactants on natural and synthetic carbonate materials. *Journal of Colloid and Interface Science*. **408**. 164–172.
- MADARÁSZ B., JAKAB G., SZALAI Z., JUHOS K. 2012. Lézeres szemcseösszetétel elemzés néhány előkészítő eljárásának vizsgálata nagy szervesanyag-tartalmú talajokon. *Agrokémia és Talajtan*. **61**. (2) 381–398.
- MAGURNO, F., MALICKA, M., POSTA, K., WOZNIAK, G., LUMINI, E., PIOTROWSKA-SEGET, Z. 2019. Glomalin gene as molecular marker for functional diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in soil. *Biology and Fertility of Soils*. **55**. 411–417. DOI:10.1007/s00374-019-01354-x.
- MAKÓ, A., 1995a. Szerves folyadékokkal telített talajok hidraulikus vezetőképessége. I. Összehasonlító vizsgálatok. *Agrokémia és Talajtan*. **44**. 181–202.
- MAKÓ, A., 1995b. Szerves folyadékokkal telített talajok hidraulikus vezetőképessége. II. A becslés lehetőségei. *Agrokémia és Talajtan*. **44**. 203–220.
- MAKÓ, A. 1997. A talaj szilárd fázisa és a szerves folyadékok kölcsönhatásai. Kandidátusi értekezés. Keszthely.

- MAKÓ, A., 2000. The NAPL conductivity of undisturbed soil samples originated from characteristic Hungarian soils. Fifth International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe. September 12-14, 2000. Prague, Czech Republic. CD-kiadvány.
- MAKÓ, A. 2012. Kőolajszármazékok terjedésének modellezése a talajokban. In: Kőolajszármazékok a talajban: Talajfizikai kutatások (Szerk.: MAKÓ, A. és HERNÁDI, H.). Pannon Egyetem. OOK Press Kft. Veszprém. pp. 261–277.
- MAKÓ A., 2018. Új talajfizikai mérő- és becslőmódszerek kidolgozása vizes és nem-vizes folyadékfázist tartalmazó talajokra. MTA doktori értekezés. Budapest.
- MAKÓ, A., BARNA, GY., HOREL, Á., 2020. Soil physical properties affected by biochar addition at different plant phenological phases. Part II. International Agrophysics. **34**. (1) 1–7.
- MAKÓ, A., CSATÁRI, T., BARNA, GY., FÖLDÉNYI, R., TÓTH, Z. 2013. Surfactant-induced changes of soil hydrophysical characteristics and its effect on soil water regime. Növénytermelés. **62**. Suppl. 327–330.
- MAKÓ, A., ELEK, B., 2006. Measuring the fluid conductivities of soil in multiphase system. Cereal Research Communication. **34**. 239–242.
- MAKÓ, A., ELEK, B., DUNAI, A., HERNÁDI H., 2009. Comparison of the NAPL conductivity and air permeability of different soils. Communications in Soil Sciences and Plant Analysis. **40**. 787–799.
- MAKÓ, A., KOCSIS, M., BARNA, GY., TÓTH, G. 2017. Mapping the storing and filtering capacity of European soils. JRC Technical Reports, EUR 28392; doi: 10.2788/156875
- MAKÓ, A., RYŻAK, M., BARNA, G., POLAKOWSKI, C., RAJKAI, K., BAKACSI, Z., HERNÁDI, H., BECZEK, M., SOCHAN, A., MAZUR, R., KOCSIS, M., BIEGANOWSKI, A., 2022. Experiences of soil physical measurements with laser diffractometer and their application possibilities in soil water management research. Scientias at Securitas. **2** (4) 476–490. <https://doi.org/10.1556/112.2021.00065>
- MAKÓ, A., SZABÓ, J., BAKACSI, ZS., KOÓS, S., HAUK, G., JANEK, H., RAJKAI, K., BARNA, GY. 2016. Applicability of laser diffraction analyses in soil physics practice. Review on Agriculture and Rural Development. **5** (1-2). 32–37.
- MALIK, W. U., SRIVASTAVA, S.K., GUPTA, D., 1972. Studies on the interaction of cationic surfactants with clay minerals. Clay Minerals. **9**. 369–382.
- MASLOUSKI, M., ESCHENBACH, A., BEER, C., THOMSEN, S., PORADA, P. 2025. Soil and vegetation responses to biochar application in terms of its feedback on carbon sequestration under different environmental conditions – LiDELS model overview. Environmental Research Letter. **20**. 044020. DOI 10.1088/1748-9326/adbfa6

- MASSMANN, J., SHOCK, S., JOHANNESSEN, I., 2000. Uncertainties in cleanup times for soil vapor extraction. *Water Resources Research*. **36**. 679–692.
- MAYER, L.M., ROSSI, P. M., 1982. Specific surface areas in coastal sediments: Relationships with other textural factors. *Marine Geology*. **45**. 241–252.
- MILLER, C.D., DURNFORD, D.S., FOWLER, A.B., 2004. Equilibrium nonaqueous phase liquid pool geometry in coarse soils with discrete textural interfaces. *Journal of Contaminant Hydrology*. **71**. 239–260.
- MIÓKOVICS, E., SZÉPLÁBI, G., MAKÓ, A., HERNÁDI, H., HERMANN, T., 2011. Effects of surfactants on the aggregate stability of soils. *Hungarian Journal of Industrial Chemistry, Veszprém*. **39**. 1. 127–131.
- MITCHELL, J.K., 1976. *Fundamentals of soil behavior*. Wiley & Sons. New York.
- MITCHELL, J.K., HOOPER, D., CAMPANELLA, R., 1965. Permeability of compacted clay. *Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division. ASCE*. **91**. 41–65.
- MOHAN, D., PITTMAN, C.U., STEELE, P.H. 2006. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. *Energy Fuels*. **20** (3). 848–889.
- MOHR, D.H., MERZ, P.H., 1995. Application of a 2D air flow model to soil vapor extraction and bioventing case studies. *Ground Water* **33**. 433–444.
- MØLDRUP, P., OLESEN, T., KOMATSU, T., SCHJØNNING, P., ROLSTON, D.E., 2001. Tortuosity, diffusivity, and permeability in the soil liquid and gaseous phases. *Soil Science Society of America Journal*. **65**. 613–623.
- MØLDRUP, P., YOSHIKAWA, S., OLSEN, T., KOMATSU, T., ROLSTON, D.E., 2003. Air permeability in undisturbed volcanic ash soils: Predictive model test and soil structure fingerprint. *Soil Science Society of America Journal*. **67**. 32–40.
- MSZ-08-0205-78. MÉM Ágazati Szabvány 1979. A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata. Budapest.
- MSZ-08-0206/2-78. MÉM Ágazati Szabvány 1979. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Budapest
- MUKHERJEE, A., LAL, R., 2013. Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy*. **3**. (2) 313–339.
- MULLIGAN, C.N., YONG, R.N., GIBBS, B.F., 2001. Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil: a review. *Engineering Geology*. **60**. 371–380.
- NAGY, E. 2019. Katinos tenziddel kezelt talajok kapilláris vízemelésének, valamint egyéb talajfizikai tulajdonságainak vizsgálata. PhD dolgozat. Pannon Egyetem, Feszeticsi Doktori Iskola. Keszthely.
- NIELSEN, D.R., BIGGAR, I.W., ERH, K.T. 1973. Spatial variability of field-measured soil-water properties. *Hilgardia*, **42** (7). 215–260.

- NIEMI, A., 2005. Spreading of multiphase pollutants in heterogeneous subsurface environments. Final report. Department of Earth Sciences, Air and water sciences. Uppsala University. Villavägen.
- NIMMO, J.R., 2004. Aggregation: Physical Aspects. In: Encyclopedia of Soils in the Environment (ed.: HILLEL, D.). Academic Press. London. 28–35.
- NOVAK, J.M., LIMA, I., XING, B., GASKIN, J.W., STEINER, C., DAS, K.C., AHMEDNA, M., REHRAH, D., WATTS, D.W., BUSSCHER, W.J., SCHOMBERG, H. 2009. Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science*. **3**. 195–206.
- NYÍRI, L. (Ed.), 1993. Földműveléstan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- OADES, J.M., WATERS, A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.* **29**. (6) 815–828.
- OLSEN, H., 1962. Hydraulic flow through saturated clays. *Clay and Clay Minerals*. **11**. 131–161.
- OOSTROM M., HOFSTEE, C., LENHARD, R.J., WIETSMA, T.W., 2003. Flow behavior and residual saturation formation of liquid carbon tetrachloride in unsaturated heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*. **64**. 93–112.
- OUYANG, L., WANG, F., TANG, J., YU, L., ZHANG, R. 2013. Effects of biochar amendment on soil aggregates and hydraulic properties. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. **13** (4). 991–1002.
- PACHEPSKY, Y.A., RAWLS, W.J. (eds). 2004. Development of pedotransfer functions in soil hydrology. *Development in soil science*. **30**. Elsevier.
- PAL, A., PANDEY, S. 2014. Role of glomalin in improving soil fertility: A review. *International Journal of Plant and Soil Science*. **3**. 1112–1129. doi:10.9734/ijpss/2014/11281
- PALMER, C.D., JOHNSON, R.L., 1989. Physical processes controlling the transport of non-aqueous phase liquids in the subsurface. In: *Transport and fate of contaminants in the subsurface*. US EPA. EPA/625/4-89/019. 23–27.
- PANTAZIDOU, M., SITAR, N., 1993. Emplacement of nonaqueous liquids in the vadose zone. *Water Resources Research*. **29**. 705–722.
- PARIA, S., 2008. Surfactant-enhanced remediation of organic contaminated soil and water. *Advances in Colloid and Interface Science*. **123**. 24–58.
- PARKER, J.C., LENHARD, R.J., KUPPUSAMY, T., 1987. A parametric model for constitutive properties governing multiphase flow in porous media. *Water Resources Research*. **23**. 618–624.
- PATZKÓ Á., 1998. A kolloidika alapjai. József Attila Tudományegyetem. Szeged.
- PATZKÓ Á., DÉKÁNY I., 1996. Talaj-tenzid kölcsönhatás, adszorpció, nedvesedés és az üledék vízáteresztő képességének változása. *Agrokémia és Talajtan*. **45**. 229–237.

- PAUL, B., VANLAUWE, B., AYUKE, F.O., GASSNER, A., HOOGMOED, M., HURISSO, T., KOALA, S., LELEI, D.K., NDABAMENYE, T., SIX, J., PULLEMAN, M.M. 2013. Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **164**. 14–22, doi:10.1016/j.agee.2012.10.003.
- PEAKE, L.R., REID, B.J., TANG, X. 2014. Quantifying the influence of biochar on the physical and hydrological properties of dissimilar soils. *Geoderma*, **235-236**. 182–190.
- PENG, X.H., HORN, R., HALLETT, P., 2015. Soil structure and its functions in ecosystems: phase matter & scale matter. *Soil and Tillage Research*. **146**. 1–3.
- PHILLIPS, R.E., KIRKHAM, D., 1962. Soil compaction in the field - and corn growth. *Agronomy Journal* **54**. 29-34.
- PICCOLO, A., MBAGWU, J.S.C., 1989. Effects of humic substances and surfactants on the stability of soil aggregates. *Soil Science*. **147**. (1) 47–54.
- POKOVAI, K., TÓTH, E., HOREL, Á. 2020. Growth and photosynthetic response of *Capsicum annuum* L. in biochar amended soil. *Applied Sciences*. **10** (12). 4111.
- POPE, G.A., SEPEHRNOORI, K., SHARMA, M.M., MCKINNEY, D.C., SPEITEL, G.E., JACKSON, R.E., 1999. Three-dimensional NAPL fate and transport model. U. S. Environmental Protection Agency.
- POULSEN, T.G., IVERSEN, B.V., YAMAGUCHI, T., MOLDRUP, P., SCHJØNNING, P., 2001. Spatial and temporal dynamics of air permeability in a constructed field. *Soil Science*. **166**. 153–162.
- POULSEN, T.G., MOLDRUP, P., THORBJØRN, A., SCHJØNNING, P., 2007. Predicting air permeability in undisturbed, subsurface sandy soils from air-filled porosity. *Journal of Environmental Engineering*. **130**. (10) 995–1001.
- POULSEN, T.G., MOLDRUP, P., THORBJØRN, A., SCHJØNNING, P., MASSMANN, J.W., HANSEN, J.A., 1998. Gas permeability and diffusivity in undisturbed soil: Soil vapor extraction implications. *ASCE J. Journal of Environmental Engineering*. **124**. 979 – 986.
- POULSEN, T.G., MOLDRUP, P., YAMAGUCHI, T., SCHJØNNING, P., HANSEN, J.A., 1999. Predicting soil-water and soil-air transport properties and their effects on soil-vapor extraction efficiency. *Ground Water Monitoring & Remediation*. **19**. 61–70.
- PUCKETT, W.E., DANE, J.H., HAJEK, B.F., 1985. Physical and mineralogical data to determine soil hydraulic properties. *Soil Science Society of America Journal*. **49**. 831–836.
- QI, X., LIU, Y., ZHANG, M., GAO, B., LI, C. 2017. Effects of ionic surfactants on the aggregate stability and water repellency of silt loam soil. *Journal of Soils and Sediments*. **17**. 2438–2448. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1686-4>

- RAHMAN, Z.A., HAMZAH, U., TAHA, M.R., ITHNAIN, N.S., AHMAD, N. 2010. Influence of oil contamination on geotechnical properties of basaltic residual soil. *American Journal of Applied Sciences*. **7**. 954–961.
- RAISBECK, J.M., MOHTADI, M.F. 1974. The environmental impacts of oil spills on land in the arctic regions. *Water, Air, and Soil Pollution*. **3**. 195–208.
- RAJKAI, K., 2004. A víz mennyisége, eloszlása és áramlása a talajban. *MTA TAKI*. 149.
- RAJKAI, K., TÓTH, B., BARNA, GY., HERNÁDI, H., KOCSIS, M. & MAKÓ, A., 2015. Particle-size and organic matter effects on structure and water retention of soils. *Biologia*. **70**. 1456–1461.
- RAJKAI, K., ZSEMBELI, J., BLASKÓ, L., VÁRALLYAY, GY., 1993. Use of tension infiltrometer and water retention characteristics in the assessment of soil structure. *International Agrophysics*. **7**. 141–154.
- RAO, P-H. HE, M., YANG, X., ZHANG, Y-C., SUN, S-Q., WANG, J-S., 2006. Effect of an anionic surfactant on hydraulic conductivities of Sodium- and Calcium-saturated soils. *Pedosphere*. **16**. (5) 673–680.
- RASHID, T., AKBER, A., AL-AWADI, E., 2004. Use of surfactants in enhancing the sorption of petroleum hydrocarbons by natural aquifer materials: a laboratory study. *Emigrates Journal for Engineering Research*. **9**. 29–34.
- RATHERFELDER, K., ABRIOLA, L.M., SINGLETARY, M.A., PENNELL, K.D. 2000. The influence of interfacial tension reduction on organic liquid migration: numerical and experimental comparisons. *Calibration and Reliability in Groundwater Modelling*. In: Proc. of ModelCARE 99 Conference, September 1999, Zürich, Switzerland. IAHS Publ. no. 265. 439–447.
- RATHERFELDER, K., ABRIOLA, L.M., SINGLETARY, M.A., PENNELL, K.D., 2003. Influence of surfactant-facilitated interfacial tension reduction on chlorinated solvent migration in porous media: observations and numerical simulation. *Journal of Contaminant Hydrology*. **64**. 227–252.
- REBELLO, S., ASOK, A.K., MUNDAYOOR, S., JISHA, M.S. 2014. Surfactants: toxicity, remediation and green surfactants. *Environmental Chemistry Letters*. **12**. 275–287.
- REICHERT, J.M., NORTON, L.D. 1994. Aggregate stability and rain-impacted sheet erosion of air-dried and prewetted clayey surface soils under intense rain. *Soil Science*. **158**. 159–169.
- REICHERT, J.M., NORTON, L.D., FAVARETTO, N., HUANG, C.-H., BLUME, E. 2009. Settling velocity, aggregate stability, and interrill erodibility of soils varying in clay mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*. **73**. 1369–1377.
- RÉKÁSI, M., UZINGER, N. 2015. A bioszén felhasználásának lehetőségei a tápanyag-utánpótlásában – Szemle. *Agrokémia és Talajtan*. **64**. 239–256.

- RÉKÁSI, M., SZILI-KOVÁCS, T., TAKÁCS, T., BERNHARDT, B., PUSPÁN, I., KOVÁCS, R., KUTASI, J., DRASKOVITS, E., MOLNÁR S., MOLNÁR, M., UZINGER, N. 2019. Improving the fertility of sandy soils in the temperate region by combined biochar and microbial inoculant treatments. *Archives of Agronomy*. **65**. 44–57.
- REYNOLDS, W.D., ELRICK, D.E., 1986. A method for simultaneous in-situ measurements in the vadose zone of field saturated hydraulic conductivity, sorptivity, and the conductivity pressure head relationship. *Ground Water Monitoring & Remediation*. **6**. 84–89.
- RILLIG, M.C. 2004. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. *Canadian Journal of Soil Science*. **84**. 355–363, doi:10.4141/s04-003.
- RILLIG, M.C., MUMMEY, D.L. 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*. **171**. 41–53, doi:10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x.
- ROSIER, C.L., PIOTROWSKI, J.S., HOYE, A.T., RILLIG, M.C. 2008. Intraradical protein and glomalin as a tool for quantifying arbuscular mycorrhizal root colonization. *Pedobiologia*. **52**. 41–50. doi:10.1016/j.pedobi.2008.02.002.
- ROSE, C. W., STERN, W.R., DRUMMOND, J.E., 1965. Determination of hydraulic conductivity as a function of depth and water content for soil in situ. *Water Resources Research*. **3**. 1–9.
- ROSEBERG, R.J., MCCOY, E.L., 1990. Measurement of soil macropore air permeability. *Soil Science Society of America Journal*. **54**. 969–974.
- RYŻAK, M., BIEGANOWSKI, A. 2010. Determination of particle size distribution of soil using laser diffraction – comparison with areometric method. *International Agrophysics*. **24** (2). 177–181.
- SABATINI, D.A., KNOX, R.C., HARWELL, J.H., 1996. Surfactant-enhanced DNAPL remediation: Surfactant selection, hydraulic efficiency, and economic factors. US EPA. EPA/600/S-96/002.
- SALLOUM, M., DUDAS, M. J., MCGILL, W.B., MURPHY, S.M., 2000. Surfactant sorption to soil and geological samples with varying mineralogical and chemical properties. *Environmental Toxicology and Chemistry*. **19**. 2436–2442.
- SÁNCHEZ-MARTÍN, M.J., DORADO, M.C., DEL HOYO, C., RODRÍGUEZ-CRUZ, M.S., 2008. Influence of clay mineral structure and surfactant nature on the adsorption capacity of surfactants by clays. *Journal of Hazardous Materials*. **150**. 115–123.
- SAYGIN, S.E., ERPUL, G., BASARAN, M. 2017. Comparison of aggregates stability measurement methods for clay-rich soils in Asartepe catchment of Turkey. *Land Degradation and Development*. **28**. 199–207.

- SCHIEGG, H.O., SCHWILLE, E. 1991. Hydrocarbons in porous media. In: Transport Processes in Porous Media (Eds.: BEAR, J., CORAPCIOGLU, M.Y.). NATO ASI Series. E202. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 69–201.
- SCHIEWER, S., HOREL, A., 2017. Biodiesel addition influences biodegradation rates of fresh and artificially weathered diesel fuel in Alaskan sand. *Journal of Cold Regions Engineering*. **31** (4). 04017012.
- SCHJØNNING, P., THOMSEN, I. K., MØBERG, J. P., DE JONGE, H., KRISTENSEN, K. 1999. Turnover of organic matter in differently textured soils. I. Physical characteristics of structurally disturbed and intact soils. *Geoderma*. **89**. 177–198.
- SCHRAMM, M., WARRICK, AW., FULLER, W.H., 1986. Permeability of soils to four organic liquids and water. *Hazardous Waste and Hazardous Materials* **3**. 21–27.
- SEKERA, F., BRUNNER, A., 1943. Beiträge zur Methodik der Greforschung. *Bodenkunde und Pflanzenernährung*. **29**. 169–212.
- SENSOY, S., DEMIR, S., TURKMEN, O., ERDINC, C., SAVUR, O.B. 2007. Responses of some different pepper (*Capsicum annum* L.) genotypes to inoculation with two different arbuscular mycorrhizal fungi. *Scientia Horticulturae*. **113** (1). 92–95.
- SHENG, G., XU, S., BOYD, S. A., 1996. Cosorption of organic contaminant from water by hexadecyltrimethylammonium-exchanged clays. *Water Resource*. **30**. (6) 1483–1489. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00303-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00303-7) [Get rights and content](#)
- ŠIMANSKÝ, V., HORÁK, J., IGAZ, D., JONCZAK, J., MARKIEWICZ, M., FELBER, R., RIZHIYA, E.Y., LUKAC, M. 2016. How dose of biochar and biochar with nitrogen can improve the parameters of soil organic matter and soil structure? *Biologia*. **71** (99). 989–995.
- SIX, J., ELLIOTT, E.T., PAUSTIAN, K., 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A Normalized Stability Index and the effect of mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*. **64**. 1042–1049.
- SKIC, K., ADAMCZUK, A., GRYTA, A., GRYTA, A., BOGUTA, P., TÓTH, T., JÓZEFACIUK, G. 2024. Surface areas and adsorption energies of biochars estimated from nitrogen and water vapour adsorption isotherms. *Scientific Reports*. **14**. 30362. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-81030-9>
- SKIC, K., BOGUTA, P., SOKOŁOWSKA, Z. 2016. Analysis of the sorption properties of different soils using water vapour adsorption and potentiometric titration methods. *International Agrophysics*. **30**. 369–374. doi:10.1515/intag-2015-0100.
- SLADE, P.G., RAUPACH, M., EMERSON, W.W., 1978. The ordering of cetylpyridinium bromide on vermiculite. *Clays and Clay Minerals*. **26**. (2) 125–134.
- SOKOŁOWSKA, Z., JAMROZ, J., BAŃKA, P. 2008. Apparent surface area of selected meal extrudates. *International Agrophysics*. **22**. 75–80.

- SULEIMAN, A.A., RITCHIE, J.T., 2001. Estimating saturated hydraulic conductivity from soil porosity. *Transactions of the ASAE*. **44**. 235–239. doi: 10.13031/2013.4683.
- SULLIVAN, L.A., 1990. Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. *Journal of Soil Science*. **41**. 529–534.
- SUN, F., LU, S. 2014. Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. **177** (1). 26–33.
- SURDA, P., LICHNER, L., NAGY, V., KOLLAR, J., IOVINO, M., HOREL, Á., 2015. Effects of vegetation at different succession stages on soil properties and water flow in sandy soil. *Biologia*. **70**. (11) 1474–1479.
- SZABÓ, I., 1991. Szennyező anyagok hatása az agyagok vízzáróságára. Miskolci Egyetem Hidrogeológiai-Mérnökgeológiai Tanszék. Kézirat.
- SZABÓ, I., 1999. Hulladékéelhelyezés. Miskolci Egyetemi Kiadó.
- SZÉPLÁBI, G., SZEGLET, P., MAKÓ, A., BENCZE, B., 2012. Soil porosity investigations in truffle orchards. *Georgikon for Agriculture*. **15**. 65–76.
- TAINA, I.A., HECK, R.J. & ELLIOT, T.R. 2007. Application of X-ray computed tomography to soil science: A literature review. *Canadian Journal of Soil Science*. **88**. 1–19.
- TAKÁCS, T., JUHÁSZ, P., PABAR, S., KOCSIS, K., MAKÓ, A., FÜZY, A., 2023. Impact of agricultural land use on glomalin content and physico-chemical soil properties. In: Abstract book of 14th International Conference on Agrophysics (Ed.: ZDUNEK, A.). Institute of Agrophysics, Polish Academy of Science, Lublin. p. 178.
- TAVENAS, F., LEBLOND, P., JEAN, P., LEROUÉIL, S., 1983. The permeability of natural soft clays. Part I. Methods of laboratory measurement. *Canadian Geotechnical Journal*. **20**. 629–644.
- TESTA, S.M., PACZKOWSKI, M.T., 1989. Volume determination and recoverability of free hydrocarbon. *Groundwater Monitoring and Remediation*. **10**. 120–128.
- TESTA, S.M., WINEGARDNER, D.L., 1991. Restoration of petroleum-contaminated aquifers. Lewis Publishers. Chelsea, Michigan.
- TOBIAŠOVÁ, E., LEMANOWICZ, J., DĘBSKA, B., KUNKELOVÁ, M., SAKÁČ, J. 2023. Suitability of various parameters for the determination of the condition of soil structure with dependence to the quantity and quality of soil organic matter. *Sustainability*. **15**. 11047. <https://doi.org/10.3390/su151411047>
- TOKOVÁ, L., IGAZ, D., HORÁK, J., AYDIN, E. 2020. Effect of biochar application and re-application on soil bulk density, porosity, saturated hydraulic conductivity, water content and soil water availability in a silty loam Haplic Luvisol. *Agronomy*, **10**. 1005.
- TOKOVÁ, L., IGAZ, D., HORÁK, J., AYDIN, E. 2023. Can application of biochar improve the soil water characteristics of silt loam soil? *Journal of Soil and Sediments*. **23**. 2832–2847. <https://doi.org/10.1007/s11368-023-03505-y>

- TÓTH, T. 2022. Review of Sodic Soil Reclamation with a Snapshot of Current Research Activity. *Chinese Geographical Science*. **32**. (6) 1099–1109.
- TÓTH, Z. 2012. Hexadecil-piridínium-klorid (CPC) adszorpciós izotermák meghatározása különböző agyagásványokon és talajokon. Kutatási beszámoló. Veszprém.
- TOTSCHKE, K.U., AMELUNG, W., GERZABEK, M.H., GUGGENBERGER, G., KLUMPP, E., KNIEF, C., LEHNDORFF, E., MIKUTTA, R., PETH, S., PRECHTEL, A., RAY, N., KÖGEL-KNABNER, I. 2018. Microaggregates in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. **181** (1). 104–136.
- TULI, A., HOPMANS, J.W., ROLTON, D.E., MOLDRUP, P., 2005. Comparison of air and water permeability between disturbed and undisturbed soils. *Soil Science Society of America Journal*. **69**. 1361–1371.
- TYULIN, A.F., 1928. Problems of Soil Structure. II. Aggregate Analysis as an Auxiliary Method for Assessing the Real Soil Structure.” In: Results of Works of the Agrochemical Department, Perm Experimental Station, on Flax (Perm).
- TYURIN, I. V., 1931. A new modification of the volumetric method of determining soil 344 organic matter by means of chromic acid. *Pochvovedenie*. **5–6**. 36–47.
- UPPOT, J.O., STEPHENSON, R.W., 1989. Permeability of clays under organic permeants. *Journal of Geotechnical Engineering*. ASCE. **115**. 115–131.
- US EPA, 1993. Subsurface characterization and monitoring techniques: a desk reference guide. Vol.I-II. EPA/625/R-93/003a-b.
- UZINGER, N., TAKÁCS, T., SZILI-KOVÁCS, T., RADIMSZKY, L., FÜZY, A., DRASKOVITS, E., SZÜCS-VÁSÁRHELYI, N., MOLNÁR, M., FARKAS, É., KUTASI, J., RÉKÁSI, M. 2020. Fertility impact of separate and combined treatments with biochar, sewage sludge compost and bacterial inocula on acidic sandy soil. *Agronomy*. **10**. 1612. <https://doi.org/10.3390/agronomy10101612>
- VAGELER, P. 1932. Der Kationen- und Wasserhaushalt des Mineralbodens: Vom Standpunkt der Physikalischen Chemie und Seine Bedeutung für die Land- und Forstwirtschaftliche Praxis. Springer, Verlag Berlin Heidelberg.
- VAN DER HEIJDE, P.K.M. 1994. Identification and compilation of unsaturated/vadose zone models. US EPA. EPA/600/R-94/028. Ada, Oklahoma.
- VÁRALLYAY GY., 1972. A Magyar Alföld szikes talajainak hidraulikus vezetőképessége. *Agrokémia és Talajtan*. **21**. 57–88.
- VÁRALLYAY, GY., 1973. Berendezés bolygatatlan szerkezetű talajoszlopok hidraulikus vezetőképességének meghatározására. *Agrokémia és Talajtan*. **22**. 23–36.
- VÁRALLYAY, GY., 1974. Háromfázisú talajrétegekben végbemenő vízmozgás tanulmányozása. *Agrokémia és Talajtan*. **23**. 261–296.

- VÁRALLYAY G., 1993a. A talaj szerkezeti állapotának jellemzése. In: BUZÁS I. (szerk.): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. INDA 4231 Kiadó, Budapest. 71–82.
- VÁRALLYAY, GY., 1993b., A vízzel telített (kétfázisú) talaj hidraulikus vezetőképességének (K) meghatározása. In: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv. 1. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata (Ed.: BÚZÁS, I.). INDA 4231 Kiadó. Budapest. 187–204.
- VÁRALLYAY, GY., 1993c. Háromfázisú talaj kapilláris vezetőképességének (k) meghatározása. In: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv. 1. A talaj fizikai, vízgazdálkodási és ásványtani vizsgálata (Ed.: BÚZÁS, I.). INDA 4231 Kiadó. Budapest. 205–231.
- VÁRALLYAY, GY. 2003. A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai. Egyetemi jegyzet. Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium. Budapest.
- VIEIRA, C.B., SILVA, G.H.M.C., ALMEIDA, B.G.D., PESSOA, L.G.M., FREIRE, F.J., DE SOUZA JUNIOR, V.S., MELO, H.F.D., LIMA, L.G.G.D., PAIVA, R.F.D.N., FERREIRA, J.F.D.S., & FREIRE, M.B.G.D.S. 2025. Saturated hydraulic conductivity of nine soils according to water quality, soil texture, and clay mineralogy. *Agronomy*. **15**. (4), 864. <https://doi.org/10.3390/agronomy15040864>
- WADDILL, D.W., PARKER, J.C., 1997. Recovery of light, non-aqueous phase liquid from porous media: laboratory experiments and model validation. *Journal of Contaminant Hydrology*. **27**. 127–155.
- WEAVER, J.W., CHARBENEAU, R.J., TAUXE, J.D., LIEN, B.K., PROVOST, J.B., 1994. The hydrocarbon spill screening model (HSSM). 1. US EPA. EPA/600/R-94/039a.
- WEIL, R.R., BRADY, N.C. 2017. *The Nature and Properties of Soils*. 15th edition. Pearson Education. Harlow, Egyesült Királyság. ISBN 978-0-13-325448-8
- WEST, C.C., HARWELL, H., 1992. Surfactants and surface remediation. *Environmental Science and Technology*. **26**. (12). 2324–2330.
- WILLIAMS, B.G., GREENLAND, D.J., LINDSTROM, G.R., QUIRK, J.P., 1966. Techniques for the determination of the stability of soil aggregates. *Soil Science*. **101**. 157–163.
- WILSON, G.W.T., RICE, C.W., RILLIG, M.C., SPRINGER, A., HARTNETT, D.C. 2009. Soil aggregation and carbon sequestration are tightly correlated with the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi: Results from long-term field experiments. *Ecological Letters*. **12**. 452–461. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01303.
- XU, S., BOYD, S.A., 1995a. Cationic surfactant adsorption by swelling and nonswelling layer silicates. *Langmuir*. **11**. 2508–2514.
- XU, S., BOYD, S.A. 1995b. Cationic surfactant sorption to a vermiculite subsoil via hydrophobic bonding. *Environmental Science and Technology*. **29**. 312–320.

- YODER, R.E., 1936. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of physical nature of erosion losses. *Journal of the American Society of Agronomy*. **28**. 337–351.
- YONG, R.N., MOHAMED, A.M.O., WARKENTIN, B.P., 1992. *Principles of contaminant transport in soils*. Elsevier. Amsterdam.
- ZHANG, R., 1997. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*. **61**. 1024–1030.
- ZHANG, A., BIAN, R., PAN, G., CUI, L., HUSSAIN, Q., LI, L., ZHENG, J., ZHENG, J., ZHANG, X., HAN, X. AND YU, X., 2012. Effects of biochar amendment on soil quality, crop yield and greenhouse gas emission in a Chinese rice paddy: A field study of 2 consecutive rice growing cycles. *Field Crops Research*. **127**. 153–160.