

Doktori (PhD) értekezés

Labancz Viktória

Gödöllő

2024



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

KÜLÖNBÖZŐ TALAJTULAJDONSÁGOK HATÁSA A TALAJOK MAKRO-ÉS MIKROAGGREGÁTUM- STABILITÁSÁRA

DOI: 10.54598/007100

Labancz Viktória

Gödöllő

2024

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

Tudományága: Környezettudományok

Vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika
Egyetemi tanár
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Témavezetők: Dr. Szegi Tamás András
Egyetemi docens
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Környezettudományi Intézet
Talajtani Tanszék

Dr. Makó András Szabolcs
Tudományos tanácsadó, egyetemi tanár
HUN-REN ATK Talajtani Intézet
Talajfizikai és Vízgazdálkodási Osztály

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető(k) jóváhagyása

Tartalomjegyzék

Bevezetés	1
Célkitűzések	4
1. Irodalmi áttekintés.....	6
1.1. <i>A talajok szilárd fázisa</i>	<i>6</i>
1.2. <i>A talajok mechanikai összetétele</i>	<i>6</i>
1.3. <i>Az MÖ vizsgálatok módszerei.....</i>	<i>8</i>
1.3.1. <i>Az MÖ vizsgálatok előkészítése</i>	<i>8</i>
1.3.2. <i>A leggyakrabban alkalmazott MÖ mérési módszerek</i>	<i>9</i>
1.3.3. <i>Újabb vizsgálati módszerek az MÖ meghatározására.....</i>	<i>10</i>
1.4. <i>A talajok MÖ meghatározása lézerdiffrakciós módszerrel</i>	<i>11</i>
1.4.1. <i>Az LDM vizsgálatok eredményeit befolyásoló tényezők</i>	<i>13</i>
1.5. <i>A talajok szerkezete</i>	<i>20</i>
1.5.1. <i>Az aggregátumok stabilitása</i>	<i>23</i>
1.5.2. <i>Az aggregátumok stabilitását befolyásoló tényezők</i>	<i>23</i>
1.5.3. <i>Az aggregátumok stabilitásának vizsgálati lehetőségei</i>	<i>35</i>
1.5.4. <i>A makroaggregátumok stabilitásának vizsgálati lehetőségei</i>	<i>35</i>
1.5.5. <i>A mikroaggregátumok stabilitásának vizsgálati lehetőségei</i>	<i>38</i>
1.5.6. <i>Közvetett vizsgálati módszerek.....</i>	<i>39</i>
1.5.7. <i>A Random Forest módszer alkalmazása a talajtani kutatásokban.....</i>	<i>40</i>
2. Anyag és módszer.....	42
2.1. <i>A lézerdiffraktometriás előkísérleti vizsgálatokba bevont talajok jellemzés</i>	<i>42</i>
2.2. <i>Az aggregátum-stabilitási vizsgálatokba bevont talajok jellemzése.....</i>	<i>43</i>
2.2.1. <i>A vizsgált minták talajtulajdonságainak jellemzői.....</i>	<i>45</i>
2.3. <i>Vizsgálati módszerek</i>	<i>46</i>
2.3.1. <i>Az MÖ mérések vizsgálati módszerei.....</i>	<i>46</i>
2.3.2. <i>Az aggregátum-stabilitási vizsgálatok módszerei</i>	<i>50</i>
2.3.3. <i>Az aggregátum-stabilitást becslő modellek kidolgozásának fázisai</i>	<i>53</i>
2.3.4. <i>A Random Forest becslő modellek felépítése</i>	<i>55</i>
3. Eredmények.....	60

3.1.	<i>Az MÖ mérésével kapcsolatos előkísérletek vizsgálati eredményei</i>	60
3.1.1.	A különböző vizes közegek hatásának eredményei	60
3.2.	<i>A Magyarországi Talajszerkezeti Adatbázis (HunSSD) bemutatása.....</i>	71
3.2.1.	A feltárt talajszelvények katalogizált eredményei.....	72
3.2.2.	A Hun-SDD adatbázis talajainak aggregátum-stabilitási profil jellemzői	74
3.3.	<i>Makroaggregátum-stabilitás eredmények (HunSSD adatbázis)</i>	78
3.3.1.	A humuszminőség változókat nem tartalmazó MaAS (%) adatbázis korrelációs mátrix elemzésének eredményei	78
3.3.2.	A MaAS (%) Random Forest becselő modelljeinek eredménye a humuszminőség változók bevonása nélkül	79
3.3.3.	A humuszminőség változókat is tartalmazó MaAS (%) adatbázis korrelációs mátrix elemzésének eredményei	83
3.3.4.	A MaAS (%) Random Forest becselő modelljeinek eredménye a humuszminőség változók bevonása mellett	84
3.4.	<i>Mikroaggregátum-stabilitás eredmények (HunSSD adatbázis)</i>	89
3.4.1.	A humuszminőség változókat nem tartalmazó MiAS (%) adatbázis korrelációs mátrix elemzésének eredményei	89
3.4.2.	A MiAS (%) Random Forest becselő modelljeinek eredménye a humuszminőség változók bevonása nélkül	89
3.4.3.	A humuszminőség változókat is tartalmazó MiAS (%) adatbázis korrelációs mátrix elemzésének eredményei	93
3.4.4.	A MiAS (%) Random Forest becselő modelljeinek eredménye a humuszminőség változók bevonása mellett	93
4.	Következtetések és javaslatok.....	99
4.1.	<i>A lézerdiffraktometriás előkísérletek</i>	99
4.2.	<i>A HunSSD adatbázis.....</i>	103
4.3.	<i>Az aggregátum-stabilitást becselő modellek</i>	104
4.3.1.	Korrelációs mátrix elemzések eredményeinek értékelése.....	104
4.3.2.	Random Forest becselő modellek eredményeinek értékelése.....	106
5.	Új tudományos eredmények.....	114

6. Összefoglalás.....	116
7. Summary.....	118
8. Köszönetnyilvánítás	120
9. Melléklet.....	121

Bevezetés

A talaj szerkezetének kialakulása egy több megközelítéssel is leírható, fizikai-kémiai és biológiai szempontból összetett, időbeli dinamikát mutató folyamat, melynek alapját a talaj szilárd fázisát alkotó elsődleges elemi részecskék (szerves és szervetlen komponensek) összekapcsolódása képezi különböző halmazokká, ún. aggregátumokká (KEMPER et al., 1986). Az így létrejövő aggregátumok alakja és mérete határozza meg a talajszerkezet térbeli elrendeződést, a kialakuló pórusok méretét és rendszerét, befolyásolva ezzel számos anyagtranszport (hő, gáz, víz, tápanyagok, talajalkotók, mikrobák, szennyezők szállítása és megkötődése), és ehhez kapcsolódó egyéb fizikai, kémiai és biológiai folyamatot (PENG et al., 2015). Napjainkra éppen ezért a figyelem középpontjába kerültek a talajszerkezetre irányuló kutatások, hiszen az elemi alkotók (agyag-, por- és homokfrakciók) százalékos arányával, a mechanikai összetétellel szemben a talajszerkezet rövid időtartamon belül is jelentősen megváltozhat. A talajok jó szerkezeti állapotának megóvása, vagy a kedvezőtlen állapot javítása elengedhetetlen a talaj termőképességének megőrzéséhez, a talajerózió és egyéb talajdegradációs folyamatok csökkentéséhez, valamint az ebből származó környezetszennyezés minimalizálásához. A talajok megfelelő szerkezeti állapota a fenntartható talajhasználat és a fenntartható mezőgazdaság feltétele (AMÉZKETA, 1999).

Jelenleg nincs pontos, objektív vagy általánosan alkalmazható módszer a talajszerkezet mérésére és leírására (HILLEL, 1998). Azonban jó közelítéssel jellemezhető az olyan szerkezetállapot leírására alkalmas mutatókkal, mint például az aggregátumok stabilitása. Az aggregátum-stabilitás tájékoztatást ad számunkra arról, hogy a szerkezeti tulajdonságok hogyan változnak az idő függvényében különféle degradációs hatásokra (pl. talajművelő eszközök mechanikai, illetve az eső vagy öntözővíz szétszapoló hatása), valamint megmutatja egy adott talaj víz- vagy szélerózióra való hajlamát is. Számos különböző módszer létezik a talaj aggregátumok stabilitásának mérésére. A módszerek nagy száma a különböző degradáló hatásokat szimuláló módszerek és a stabilitást leíró skálák nagy számával, illetve az eltérő módszertani megoldásokkal magyarázható (AMÉZKETA, 1999). Mezőgazdasági talajtani szempontból a mérési módszerek közül a vizes közegben végzett eljárások különböző változatait alkalmazzák széleskörűen. Ennek oka az, hogy mezőgazdasági termőterületek többségén a víz (pl. csapadékesemény, öntözés stb.) az aggregátumok hirtelen, gyors vagy túlzott mértékű nedvesedése miatt romboló hatású lehet, éppen ezért a talajszerkezet minősége elsősorban az aggregátumok vízállóságának a függvénye (HUISZ, 2007., NIMMO, 2004).

A szakirodalmi közlések összevetése alapján elmondható, hogy a különböző méretű aggregátum frakciókat eltérő mechanizmusok, kötőanyagok stabilizálják (LE BISSONNAIS 1996, AMÉZKETA, 1999; TOTSCHÉ et al., 2018). Ezáltal a makro- és mikroaggregátum-stabilitás vizsgálati eljárások típusa is különbözik. A makroaggregátum-stabilitás meghatározási módszerei közül a vizes közegben végzett eljárások, főként a nedves szítás vizsgálatok különböző változatait alkalmazzák széleskörűen. A mikroaggregátumok stabilitását vizsgáló módszerek alapvetően a talaj agyag- és vagy iszapméretű részecskéinek számszerűsítésén alapulnak. Eloszlásukat többnyire ülepítési pipettás módszerrel vagy lézerdiffraktometrián alapuló - az előzőnél lényegesen gyorsabb - méréssel határozzák meg. A lézerdiffraktometriás módszer (LDM) a talajok szemcseméret-eloszlásának meghatározására és ezt felhasználva a mikroaggregátum-stabilitás megállapításához képzett diszperzitási indexek előállítására ma már igen széleskörűen elterjedt vizsgálati módszer (MCCAVE et al., 1986; BLOTT & PYE, 2006; RYZAK & BIEGANOWSKI, 2011; YANG et al., 2015; FISHER et al., 2017), azonban a módszerek egységesítése napjainkban még várat magára.

Napjainkban a mesterséges intelligencia és a gépi tanulási módszerek számos előnyös tulajdonsággal rendelkeznek: többek között képesek olyan rejtett összefüggések feltárására, melyekre a hagyományos statisztikai eljárások nem alkalmasak. Ezek esetleges statisztikai hibájuk mellett is (pl. túlzott illeszkedés) eredményesen használhatók például a víztartó és vízvezető képességet becslő pedotranszfer függvények (PTF-ek) kidolgozásában. A talajok hidraulikai (hidrofizikai) tulajdonságainak becslésére létrehozott PTF-ek bemeneti adatként számos könnyen mérhető talajparamétert vehetnek figyelembe: pl. a mechanikai összetételt (vagy abból származtatott adatokat), a térfogattömeget, kémhatást, humusz- és kalcium-karbonát tartalmat stb. (BOUMA et al., 1989, RAWLS et al., 2003). Ezek a talajparaméterek mind kapcsolódhatnak valamilyen módon a talaj szerkezetéhez, azonban mégsem írják le egyértelműen a talaj szerkezeti tulajdonságait (RAJKAI et al., 2015), illetve azok hatását a víztartó és vízvezető képességre. Több kutatási eredmény is azt igazolta, hogy a kidolgozott PTF-ek becslési hatékonysága nő, amennyiben bemeneti adatként megadjuk a talaj szerkezeti állapotát jellemző mutatókat is (PACHEPSKY et al., 2001; RAWLS & PACHEPSKY, 2002; MAKÓ et al., 2010). Ezeket a talajszerkezeti jellemzőket azonban csak néhány speciális talajfizikai adatbázis tartalmazza, a legtöbb esetben a szerkezeti állapotra csak a talajtípusból vagy az egyéb mért talajtulajdonságokból következtethetünk. Felmerül tehát a kérdés: egy hazai talajszerkezeti adatbázis létrehozásával, mely a sok egyszerűen mérhető talajparaméter mellett tartalmazza a talajok szerkezetére vonatkozó információkat is, kidolgozhatóak-e olyan összefüggések, szabályok, PTF-ek, melyekkel megbízhatóbban jellemezhetjük talajaink

szerkezeti tulajdonságait és egy későbbi lépésben majd felhasználhatjuk-e ezeket a becsült szerkezeti jellemzőket a hidrofizikai talajtulajdonságokat becslő PTF-ek pontosításához?

A talajok szerkezeti állapotát jól leírhatják többek közt az aggregátum-stabilitási mutatók (a különböző méretű aggregátum frakciók stabilitási számai). Az aggregátum-stabilitási mutatók becsléséhez (majd később az így kapott szerkezetre vonatkozó információnak a hidrofizikai PTF-ekbe történő beépítéséhez) meg kell ismernünk, hogy mely abiotikus és biotikus tényezők (talajtulajdonságok, külső és esetleg közvetett hatások) határozzák meg leginkább az adott méretkategóriába sorolható szerkezeti elemek stabilitását. E tényezők hatása egymástól sokszor nehezen elkülöníthető, azonban a gépi tanulási módszerekkel – a hidrofizikai PTF-ekhez hasonlóan – a befolyásoló tényezők hatásának sorrendje, erőssége és iránya jól tanulmányozható.

Célkitűzések

Kutatómunkám első szakaszában részt vettem a hazai Talajszerkezeti adatbázis (Hun-SSD) előállításában (szelvényfeltárások és leírások, aggregátum-stabilitás mérések, mechanikai összetétel mérések, egyéb jellemző tulajdonságok meghatározása). Kollégáimmal együtt kidolgoztunk egy egységes, megbízható módszertant a makro- és mikroaggregátum-stabilitás mérésekre. A későbbiekben elsődleges célom az volt, hogy feltárjam – az adatbázis országos szinten reprezentatív talajminta adatainak felhasználásával – a talajok makro- és mikroaggregátum stabilitását meghatározó talajtulajdonságokat. Az elemzéssorozathoz Random Forest analízist (egy gépi tanulási módszert) kívántam alkalmazni a becslő modellek elállítása céljából. A modellek teljesítménymutatóit figyelembe véve elemezni kívántam az algoritmus által kiválasztott talajtulajdonságok fontossági sorrendjét. Célom volt továbbá, hogy a statisztikai vizsgálatok eredményeit összehasonlítsam a szakirodalmi tapasztalatokkal. Feltárjam a hazai talajok (és az alkalmazott vizsgálati módszerek) esetében beazonosítható egyezéseket és ellentmondásokat, illetve azokat az új talajparamétereket, melyek hatását az aggregátum-stabilitásra korábban nem vizsgálták.

Kutatásom távlati célja az volt, hogy a makro- (MaAS%) és mikro- (MiAS%) aggregátum-stabilitási mutatók, mint a talajszerkezet állapotát jól leíró jellemzők, a hazai talajadatbázisok információi alapján becsülhetőek, majd a vízgazdálkodási tulajdonságokat számító pontosabb PTF-ek input adataiként valamilyen formában felhasználhatóak legyenek.

A talajok mikroaggregátum-stabilitás (MiAS%) vizsgálata – a Vageler-féle struktúrfaktor mintájára – különböző előkezelések után lézerdiffraktometriás (LDM) módszerrel elvégzett mechanikai összetétel méréseken alapul. Dolgozatom másodlagos célkitűzése – ehhez kapcsolódóan – a lézerdiffraktometriás mechanikai összetétel meghatározás módszertani pontosítása volt. A néhány kiválasztott talajmintán elvégzendő előkísérlet sorozatban a gyártó részéről (és a vonatkozó szakirodalom által is) elhanyagolt tényezőnek, a mérőcellába jutó szuszpenziót alkotó vizes közeg minőségének a fontosságát kívántam megvizsgálni.

Kutatómunkám során az alábbi kérdésekre kerestem választ:

LDM módszertan fejlesztés (előkísérlet):

- Mennyiben befolyásolja az általam használt lézerdiffraktometriás módszerrel kapott mechanikai összetétel mérési eredményeket - a különféle diszpergáló eljárások egyedi vagy együttes alkalmazása során - a talaj szuszpenziót alkotó **vizes közeg minősége?**

Aggregátum-stabilitás vizsgálatok

- Mennyire alkalmazható a **Random Forest** analízis, mint egyfajta gépi tanulási módszer a hazai talajadatbázisokat (AIIR, MARTHA) reprezentáló HunSSD mintáin a talajok makro-, illetve mikroaggregátum-stabilitás becslésére?
- A **Random Forest analízis** alapján mely talajtulajdonság-kombinációk határozzák meg leginkább a hazai talajaink *makroaggregátum-stabilitását*?
- A **Random Forest analízis** alapján mely talajtulajdonság-kombinációk határozzák meg leginkább a hazai talajaink *mikroaggregátum-stabilitását*?
- A Random Forest becselő modellek pontatlanságát látva és a szakirodalmi előzmények feldolgozása alapján mely (talaj- és környezeti) tulajdonságokat lenne célszerű bevonni a jövőben a befolyásoló tényezők vizsgálatába?

1. Irodalmi áttekintés

1.1. A talajok szilárd fázisa

A talajok többsége három (négy) fázisból áll. Ezek a következők: a szilárd (szervetlen és szerves szilárd anyagok), a folyadék, valamint a gázfázis. A folyadék fázis a talajnedvesség híg vizes (szervetlen és szervesanyagokat tartalmazó) oldatából áll. A gáz halmazállapotú fázis, a talajlevegő a légkörhöz hasonlóan, de eltérő arányban nitrogént, oxigént és egyéb gázokat, pl. szén-dioxidot, metánt, dinitrogén-oxidot tartalmaz. A talaj leggyakrabban minden fázisból tartalmaz alkotórészeket egyszerre. Míg a szilárd fázis mennyisége közel állandónak tekinthető és főként különböző méretű, alakú és térbeni elrendeződésű (polidiszperz) ásványi szemcsék, szerkezeti elemek alkotják, addig a pórusrendszert kitöltő gáz- és folyadékfázis aránya dinamikus egyensúlyban van. A talajban élő mikroorganizmusokat, talajlakó állatokat és növényi gyökereket sokan a talaj negyedik fázisának tekintik (VÁRALLYAY, 2002).

A szilárd fázis különböző méretű és alakú egyedi szemcséit és szerkezeti elemeit a talajképző kőzettől átöröklött vagy a talajképződés során helyben képződött ásványok, valamint szervesanyagok építik fel. A további részekre már nem osztható ásványi (vagy kőzet-) szemcséket összefoglalóan elemi részecskéknek hívjuk, ezek alkotják a talaj mátrixát vagy szövetét (textúráját). Az ásványi talajok szilárd fázisa mintegy 95%-ban ásványi komponensekből áll, a maradék mintegy 5% -ot a talaj szervesanyaga szolgáltatja (LAL & SHUKLA, 2004.)

1.2. A talajok mechanikai összetétele

Az elemi részecskék méret szerinti százalékos megoszlását a talajok mechanikai összetételét (továbbiakban MÖ) (kvantitatív jellemzőt) és a fizikai féleséget (kvalitatív jellemzőket), a talajok legfontosabb tulajdonságai közt tarthatjuk számon (MAKÓ, 2018). Az elemi részecskék mérete a talajok több tulajdonságát is befolyásolja. Meghatározza a fajlagos felületet, és ezen keresztül a határfelületeken lejátszódó legfontosabb talajfizikai és -kémiai folyamatokat (pl. kapillaritás, ion- és molekula-adszorpció). Hatással van a talajok pórusméret-eloszlására, szerkezetességre, víztartó- és vízvezető-képességére, légáteresztő képességére, hővezető képességére (WÖSTEN et al., 2001; HAJNOS et al., 2006; HAMAMOTO et al., 2009; TÓTH et al., 2015), továbbá a hővezető képességére, a reológiai tulajdonságokra (CZIBULYA et al., 2010; SHEIN et al., 2011) és a szorpciós kapacitásra (TOMBÁ CZ 2002; ERTLI et al., 2004). A talajok mikrobiális aktivitása (BREZEZINSKA et al., 2012), szintén függ az MÖ-től is. Az MÖ vizsgálati eredmények széles körben felhasználhatók: így pl. a talajvédelmi tervek kötelező eleme,

ismerete szükséges a talajosztályozáshoz és a talajfizikai vagy a geomorfológiai kutatásokhoz is elengedhetetlen.

Szemcseméret osztályok

A talajok szilárd fázisában sokféle méretű alkotórészecske található, a kolloid méretűektől egészen a nagyobb méretű homokszemcsékig, de esetenként néhány cm átmérőjű közettörmelék is előfordulhat köztük. Az egyedi alkotórészecskék mérete között fokozatos és folyamatos az átmenet, a fizikai sajátságok pedig bizonyos mérethatárok fölött, illetve alatt ugrásszerűen változnak. A különböző méretű egyedi szemcsék alakja is eltér egymástól. Általánosan elmondható, hogy míg a nagyobb méretű részecskék alakja inkább gömbszerű formához közelít (azt azonban nem éri el), addig a kisebb méretű részecskék morfológiája ettől merőben eltérő (akár lapszerű) is lehet. Az egyedi részecskék korának növekedésével a mállás valószínűsége is nő, emiatt a felületük simább lesz az idő múlásával, szögletességük csökken (SANTAMARINA & CHO, 2004).

A MÖ vizsgálatok során alkalmazott mérettartományokat gyakorlati tapasztalatok alapján alakították ki, azonban országonként vagy szakterületenként eltérő határértékeket alkalmaznak az egyes frakciók elkülönítésére (NEMES et al., 1999). Legáltalánosabb az agyag-, por- és homok-frakciók elkülönítése, illetve ezen frakciók további részfrakciókra (pl. finom por, durva por stb.) történő felosztása. Az agyagfrakció felső mérethatára általában 0,002 mm (pl. MSZ; ISO), de az orosz talajtani iskola általában a 0,001 mm-es mérethatárt fogadja el (SHEIN, 2009), egyes mérnöki szabványok az agyagfrakció felső mérethataraként a 0,005 mm-t rögzítik, GEE & OR, 2002). A porfrakció esetében a legelterjedtebb (és egyben legrégebbi) mérethatár a 0,02 mm (ATTERBERG, 1912), a hazai talajtani vizsgálati módszertanban is sokáig ez volt a por/homok frakciók határa (DI GLÉRIA et al., 1957). Az USDA módszertanba 1938-tól vezették be a 0,05 mm-es por-homok mérethatárt, mely aztán később nemzetközi szinten is fokozatosan elterjedt (LYON et al., 1943). A jelenlegi ISO módszer pedig már a 0,063 mm-t rögzíti a por-homok mérethataraként. A homokfrakció megállapított felső határa általában 2 mm, ez alól kivétel az orosz klasszifikációs rendszer (1 mm-es mérethatár) (SHEIN, 2009). Az részfrakciók felosztása még nagyobb változatosságot mutat.

Jelenleg számos rendszer létezik a különféle mérettartományok osztályozására. Ezek közül leginkább a Nemzetközi Talajtani Társaság (ISSS) által is elfogadott – és hazánkban is régóta használt – Atterberg-féle, valamint az USA Talajtani Szolgálatánál (USDA) alkalmazott osztályozás terjedt el. 2009-ben az USDA méretosztály határai a porfrakció esetében változtak, a frakció felső mérethatára a korábbi 50 μm helyett, 63 μm -re módosult (ISO 11277, 2009).

1.3. Az MÖ vizsgálatok módszerei

Az MÖ vizsgálatokat tekintve számos módszer létezik, melyeket a talajtan különböző tudományterületei és a társtudományok (földrajztudomány, geokémia, talajmechanika, hidrológia) széles köre alkalmaz (MAKÓ, 2018). A talajok MÖ vizsgálatára alkalmazott sokféle párhuzamos módszer abban tér el egymástól, hogy különféle minta-előkészítési és mérési eljárásokat javasolnak (MAKÓ et al., 2002).

1.3.1. Az MÖ vizsgálatok előkészítése

A talajok aggregáltsága miatt a MÖ mérésénél különösen fontos a minták megfelelő előkészítése, az aggregátumok roncsolása és diszpergálása. A MÖ vizsgálatok legfontosabb szakaszai: a durva vázrészek (>2 mm) eltávolítása; a talaj aggregátumok roncsolása elemi alkotóelemekké; az elemi szemcsék tartós diszpergálása és a diszpergált részek méret szerinti elkülönítése.

A talaj aggregátumok kötőanyagai általában a szerves anyagok, a vas-(oxi) hidroxidok, a karbonátok és az agyagfrakció zömét alkotó agyagásványok, melyek különféle kémiai előkezelésekkel a részecskék felületéről leoldhatók és eltávolíthatók (GEE & BAUDER, 1986). A szerves anyag eltávolítása általában hidrogénperoxidos oxidációval történik, a kalcium-karbonátot leggyakrabban híg sósavval távolítják el (HILLEL 1998). A talajrészecskéket összetapasztó vas-(oxi)hidroxidok eltávolítására az ISO/DIS és ISO módszerek opcionálisan Na-ditionit hozzáadását javasolják Na-citrát–Na-bikarbonát puffer közegben. Az agyagásványok eltávolítása nem cél, ezeket a vizes szuszpenzió rázatása közben oldjuk le a nagyobb ásványi felületekről.

Az előkezelések során kémiai diszpergálásra hazánkban és a legtöbb európai országban, valamint az Egyesült Államokban és Oroszországban egyaránt elterjedt a Na-pirofoszfát, a Na-hexametafoszfát (Na-karbonáttal kiegészítve az ún. Calgon-oldat), a Na-hidroxid, ritkábban a Na-oxalát alkalmazása (FEDOTOV et al. 2007; WANG et al. 2013; SCHULTE et al. 2016). A diszpergálószeresek Na^+ ionjai lecserélik a Ca^{2+} ionokat a talajkolloidok felületéről, peptizáló hatásukkal elősegítik az elemi részecskék tartós diszpergált állapotának kialakulását. Fizikaidiszpergálás alkalmazása esetén az eljárás a talajszuszpenzió különböző ideig történő rázatása vagy keverése különböző típusú eszközökkel. Ezt kiegészítheti vagy részben helyettesítheti még az ultrahangos diszpergálás (MAKÓ et al., 2017). A MÖ vizsgálatok során a homok szemcseméret tartományba eső részecskéket általában előzetesen szitálással választják el a többi szemcseméret frakciótól. A homokfrakciónál kisebb méretű részecskék mennyiségét leggyakrabban ülepitéses eljárásokkal határozzuk meg (GEE & BAUDER, 1986).

1.3.2. *A leggyakrabban alkalmazott MÖ mérési módszerek*

Már az 1700-as évek elejétől alkalmazták az ülepitéses módszereket a különböző méretű talajrészecskék elválasztására (MILLER et al., 1988), azonban ezeket fáradságos előkészítési módszerek jellemezték, mint például a dekantálás, elutriálás. Ezeket az 1900-as évek elején felváltották a modernebb pipettás és hidrométeres eljárások (MILLER et al., 1988). A pipettás módszer a Stokes-törvényen alapul (1850), ahol a részecskék ülepedési sebessége kiszámítható a részecskeméretből és egyéb a rendszerre jellemző paraméterekből (pl. folyadék dinamikai viszkozitása, sűrűsége). A mérések során a folyadék felszínétől mért ismert mélységben mintát veszünk különböző időpontokban, és a mért paraméter (tömeg) változásából számítjuk a szemcseméret eloszlását feltételezve, hogy a mintában az adott időpontban, az ismert mélységben csak a Stokes-törvény által meghatározott szemcseméretnél kisebb szemcsék lehetnek, mivel a nagyobbak már az adott szintnél mélyebbre süllyedtek. Az ülepitéses módszerek elméleti alapjául szolgáló Stokes-törvény a gömbszerűnek feltételezett talajszemcsék ún. „ekvivalens átmérője” alapján számítja az ülepedési sebességet (VÁRALLYAY, 1993). A módszerek alkalmazása során ez hibák forrása lehet, hiszen az elemi részecskék többnyire szabálytalan alakúak (az agyag mérettartomány felé haladva egyre inkább lemezes formájúak) (CLIFTON et al., 1999). Az 1920-as évek végén Bouyouco kidolgozta a szintén Stokes-törvényen alapuló ún. hidrométeres eljárást, mely esetben egy úszót (areométert) helyezett a megfelelően előkészített talaj-szuszpenzióba, melynek bemerülése a szuszpenzió átlagos sűrűségétől függ. A szuszpenzió aktuális sűrűségét az ülepedés során egy meghatározott mélységtartományban mérjük. Amikor az ülepedő szilárd szemcsék a mért tartományt a mérés során elhagyják (kiülepednek), a vizsgált térrészben a sűrűség csökken, ezáltal egy adott szemcsefrakció kiülepedése a sűrűség mérésével követhetővé válik (MILLER et al., 1988). A pipettás és hidrométeres módszerrel mért eredmények azonos előkészítési módot alkalmazva általában közel hasonlóak (GOOSSENS, 2008). Mind a pipettás, mind a hidrométeres módszerek hátránya, hogy az eljáráshoz relatív nagy mintamennyiséget igényelnek (20-40 g), továbbá időigényesek (különösen a 2 µm-nél kisebb méretű frakció esetében) és korlátozott felbontásban (pontoszerűen) képesek megadni az szemeloszlási görbe egyes pontjait (LOVELAND & WHALLEY, 2001).

A vizsgálati módszereket szakterületenként különféle nemzeti és nemzetközi szabványok rögzítik. A hazai talajtani gyakorlatban legáltalánosabban a Na-pirofoszfátos, szítás-pipettás módszer, az MSZ-08.0205-78 terjedt el. Az MSZ szabvány a (talaj és üledék) minta anyagok esetleges roncsolódása miatt nem alkalmaz kémiai előkezeléseket, ehelyett kizárólag Na-pirofoszfátos előkezelést használ. Azonban ennek egyik hátulütője lehet, hogy a felszabaduló Ca^{2+} ionok vízben oldhatatlan Ca-pirofoszfát formájában kicsapódnak, ezzel a szuszpenzió

szilárd fázisában a homokfrakció mennyiségét mesterségesen megnövelhetik (KACHINSKY 1965; MIKUTA et al., 2005). Ugyanakkor az agyagásványok egy része - a kémiai előkezelések hiányában - mikroaggregátum formában marad megkötve, és így a por- vagy homokfrakció tömegét növeli.

A nemzetközi szabványok közül hazánkban korábban az ISO/DIS 11277:1994, illetve az újabban ISO 11277:2009 (E) szintén ülepitéses, pipettás módszerek terjedtek el (MAKÓ, 2018). E szabvány esetében a 2 mm-nél nagyobb elemek eltávolítása után a következő lépések a humuszanyagok, a karbonátok és a vas(oxi)hidroxidok eltávolítása. Az utóbbi két ragasztóanyag eltávolítása opcionális, vagyis a szabvány a vizsgálatot végző döntésére bízta a kioldás szükségességét, ami nagyfokú bizonytalanságot okoz a mérési eredmények összehasonlíthatóságában. Mindazonáltal a kémiai előkezelésekkel az aggregátumokat stabilizáló kötőanyagok a részecskék felületéről leoldhatók és a talajszuszpenzióból eltávolíthatók, ezáltal hozzáférhetővé válnak a vizsgálni kívánt egyedi szemcsék (GEE & BAUDER, 1986).

További, ülepitésen alapuló, a talajok mechanikai összetételének meghatározására használt, ám kevesébe elterjedt mérési eljárás például az Atterberg-féle iszapolás (DI GLÉRIA et al., 1957), a centrifugás módszer (JACKSON, 1958) vagy a fotoszedimentációs módszer (BUAH-BASSUAH et al., 1988).

Hazánkban a hagyományosan alkalmazott két leggyakoribb közvetett fizikai féleség meghatározási módszer a talajok Arany-féle kötöttségének (K_A) és higroszkóposságának (hy) vizsgálata.

1.3.3. Újabb vizsgálati módszerek az MÖ meghatározására

Az emberi hibafaktor kiküszöbölése és az automatizálás érdekében születtek különböző új mérési megoldások. Példaként említhető a Sedimat 4-12 (UGT, 2013) pipettás módszerre fejlesztett robot, amely kiküszöböli a szubjektív mérési hibákat, pontosan szabályozza az ajánlott mérési környezetet, csökkenti a munkaterhelést, valamint nagy pontosságot és ismételhetőséget biztosít (SCHLÜTER & VOGEL, 2016). Illetve az integrált szuszpenziós nyomás (ISP) módszer, mely a talajminták folyamatos részecskeméret-eloszlásának meghatározását teszi lehetővé (PARIO eszköz segítségével). Hátránya, hogy az adatok folyamatos rögzítéséhez számítógépre, valamint minden párhuzamosan futó ülepitési kísérlethez egy PARIO eszközre van szükség beépített csúcskategóriás elektronikus nyomásátalakítóval (Nemes et al. 2002).

Az 1900-as évek második felére a technikai fejlődésével párhuzamosan felmerült az igény főként egyes ipari szereplők (gyógyszeripar, élelmiszeripar) részéről a különböző anyagok szemcseméret eloszlásának meghatározására. Ezek az újabb eljárások az optikai vagy scanning

elektron mikroszkópok használata, a röntgen szedimentációs módszer, az ún. Coulter-féle elektrozonanciás részecskeszámláló módszer vagy a fényszórás fotometria vizsgálatok.

Ezen eljárások kapcsán felmerült természetesen a földtudományokban, a talajtanban való alkalmazhatóság kérdése is. A Coulter-féle elektrozisztenciás részecskeszámlálókat eredetileg a vérsejtek számlálására tervezték, de - különösen az Egyesült Államokban - a földtudományi kutatásokhoz is számos alkalommal használták őket (LAST & SMOL, 2001). Működésük során a részecskék méretét az elektromos ellenállásuk alapján határozzák meg. Amikor részecskék áthaladnak az elektródák között, a gép rögzíti az ellenállást, amely arányos a részecskemérettel (MUDROCH et al., 1997; MOLINAROLI et. al., 2000; LAST & SMOL, 2001). Az 1970-es években fejlesztett lézerdiffrakción alapuló (optikai) vizsgálati módszereket szintén jó eredménnyel adaptálták különböző üledékek vizsgálatára (KONERT & VANDENBERGHE, 1997; RAMASWAMI & RAO 2006). Ezen mérések előnye főként a hagyományos módszerekhez képest tapasztalható gyorsaságukban és kisebb mintaigényükben keresendő. Napjainkra azonban az újabb módszerek alkalmazása még nem váltotta fel a munkaigényesebb pipettás vagy hidrométeres módszereket: a jelenleg létező és használt nagyszámú készüléktípus és mérési módszer mellett az eredmények összevethetetlensége miatt ez még nem lehetséges. Egy új módszer kidolgozásakor egyértelmű, hogy annak eredményeit összehasonlíttják a korábban használt módszerek eredményeivel. Megjegyzendő, hogy a lézerdiffrakcióval kapott eloszlás térfogateloszlás (azaz egy adott frakció térfogatrészét határozza meg a teljes vizsgált minta térfogatában). Ez jelentős különbség a hagyományos és széles körben használt ülepitéses módszerekhez képest, ahol tömegeloszlást kapunk (azaz az eredmény egy adott frakció tömeghányadának meghatározása a teljes elemzett minta tömegében). Ha az összes vizsgált részecske gömb alakú lenne, és sűrűségük is megegyezne, akkor a térfogat-eloszlás megegyezne a tömegeloszlással (BIEGANOWSKI et al., 2013).

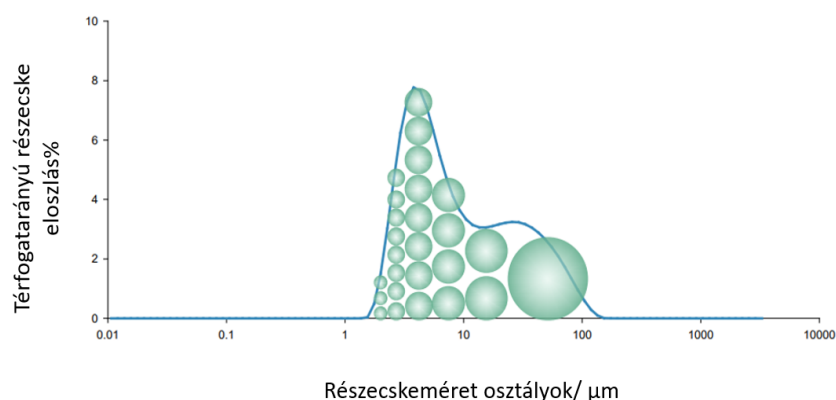
1.4. A talajok MÖ meghatározása lézerdiffrakciós módszerrel

Napjainkban a lézerdiffrakciós módszert (LDM) egyre szélesebb körben használják a talajok MÖ meghatározására (MCCAVE et al., 1986; BUURMAN et al. 1997; PYE & BLOTT, 2004; RYZAK & BIEGANOWSKI, 2011; SOCHAN et al., 2012; YANG et al. 2015).

Az LDM mérés során a készülékben áramoltatott, megfelelő koncentrációjú talajszuszpenziót HeNe lézer vagy kollimáló optikával ellátott lézerdióda (amely párhuzamos monokromatikus, koherens fénysugarat biztosít) világítja át. A részecskék által többféle szögben szórt fényt egy multieleemes detektor érzékeli, majd a detektorok által rögzített diffrakciós képadatokat a választott optikai modell segítségével transzformálják. Ezt követően a teljes térfogat részeit

diszkrét számú méretosztályba sorolják, majd az eredményt térfogati részecskeméret-eloszlásként adják meg (DE BOER et al., 1987; ALLEN, 1990).

A részecskék nagyság szerinti eloszlásának számítása (transzformációja) két optikai modell szerint történhet, a Fraunhofer- vagy a Mie-elmélet szerint, ennek megfelelően az eredmények eltérőek lehetnek attól függően, hogy melyik számítási módot alkalmazzuk.



1. ábra. Lézerdiffraktometriás készülékkel mért szemcseméret eloszlás folytonos görbéje

Forrás: Malvern, Mastersizer 3000, User Manual

Az LDM előnye, hogy gyors (átlagosan 3-10 perc/minta) és könnyen reprodukálható, valamint szemben a hagyományos ülepítési módszerekkel, az eredményt folytonos függvényként adja meg (térfogatlapú részecskeméret eloszlás) (1. ábra). Utóbbinak köszönhetően a kapott eredmények így könnyebben összevethetők különböző szemcseméret osztályozási rendszerekben és más mérési módszerek MÖ adataival (WANG et al., 2015). További előnye, hogy az előkészítő egységekhez ultrahang készülék is csatlakoztatható, melynek fizikai diszpergáló hatása - energia közlése (erőssége és időtartama) - szabályozható, valamint a készülékeken tetszőlegesen beállítható a keverési és átfolyási sebesség is. Valamint az alkalmazni kívánt módszertől függően változtatható a közeg és a diszpergálószer-hatás (kémiai és/vagy fizikai diszpergálás) is. Készülék típustól függően nanométeres tartománytól 2-3 mm-es felső méretheáig alkalmas a részecskeméret analízisére.

A mérési típus jelenleg ismert legnagyobb hátránya hasonló a hagyományos módszerekéhez; az LDM esetében a fényszórás nem tesz különbséget az elsődleges szemcsék, vagy az elsődleges szemcsékből képződött aggregátumok között, így a megfelelő előkészítés és diszpergálás kulcsfontosságú az LDM vizsgálatok esetén (MAKÓ et al., 2017).

1.4.1. Az LDM vizsgálatok eredményeit befolyásoló tényezők

Az LDM szemcseanalízis eredményeit számos tényező befolyásolhatja. Ezeket hat nagy csoportra oszthatjuk:

- mintaelőkészítés módja,
- az alkalmazott készülék kialakítása/típusa,
- a választott optikai modell,
- az adatfeldolgozást végző szoftver,
- kezelőtől függő beállítások,
- a vizsgálni kívánt minta alkalmassága az LDM szempontjából.

A mintaelőkészítés

A talajminta vétele után az első lépés a szárítás. Ez kétféleképpen történhet: szárítószekrényben történő szárítás megfelelő hőmérsékleten vagy levegőn szárítás. Általánosságban elmondható, hogy a talajminta szárítószekrényben történő szárítása nem szükséges az LDM-elemzések előtt, sőt lassan visszafordítható vagy akár visszafordíthatatlan változásokat is okozhat, például a talajkolloidok szerveződésének megváltoztatását (ennek következtében erősen stabil talajaggregátumok létrejöttét eredményezheti) (FEDOTOV et al., 2007; MUGGLER et al., 1997). A levegőn szárított minta ideálisabb az LDM vizsgálatok szempontjából (JONES, 1999). Azonban a levegőn szárított talaj esetében is megemlítendő, hogy a minták túl hosszú tárolása befolyásolhatja pl. az aggregátumok stabilitását, vagy „elporosodhat” a minta és a finom frakció a tárolóedényből kijuthat, így veszteség keletkezhet (GEE & OR, 2002; KEMPER & ROSENAU, 1986), vagy visszafordíthatatlan tömörödést is okozhat, ami befolyásolja a talajminták diszpergálhatóságát is (OHTSUBO, 1989).

A szárítást általában a szitálással történő előkészítés követi, (nagyobb növényi (állati) maradványokat, a kavics- vagy kőfrakciót vagy a különféle konkréciók eltávolítása). Itt fontos a szitaméret megválasztása - ez függ a különböző tudományágak szabványaitól, valamint az LDM műszerek mérési tartományától is (KEMPER & ROSENAU, 1986). Mivel a modern lézerdiffraktométerek többsége legfeljebb 2 mm átmérőjű részecskék mérését teszi lehetővé, ez a választott szemcseméret a leggyakoribb a szitálási folyamat során (ez megegyezik a homokfrakció felső határával is, illetve az ülepitéses módszerek gyakorlatával is).

Az előkészített talajminták esetében a részmintavételi technikák jelentős hatással lehetnek az eredmények reprezentativitására és reprodukálhatóságára. Az LDM-mel végzett mérésekhez viszonylag kis részminta mennyiségre van szükség (0,5-1 g). A mérés előtt a teljes mintamennyiséget nagyon óvatosan kell összekeverni a részminta kivétele előtt, mivel a

heterogén anyagoknak természetes hajlamuk van a rázás hatására méret szerint elkülönülni. Ez felveti a szállítás során fellépő rázásból származó problémákat is (BASIM & KHALILI, 2015; MILLER & SCHAETZL, 2012; PABST & GREGOROVA, 2006).

A mérési eredmények alakulása nagyban függ az alkalmazott előkészítési módszertől (BIEGANOWSKI et al., 2010). Ugyanis a LDM mérés során a fényelhajlás egyaránt bekövetkezik az elemi részecskéken és a talaj aggregátumokon is, éppen ezért fontos, hogy az elemi részecskék a mérés előtt dezaggregált és tartósan diszpergált állapotba kerüljenek. A szakirodalmak egy részében alkalmaznak valamiféle roncsolásos előkezelést az aggregátumok kötőanyagainak eltávolítására. Általában ez a roncsolásos előkezelés az ülepitéses módszereknél alkalmazott (szabványosított) előkészítési eljárással azonos (vegyszerek, oldatkonzentrációk megválasztása) – nyilvánvalóan ennek oka az ülepitéses módszerekkel való összehasonlíthatóságra törekvés. Az előkezelések során főként a humuszanyagokat roncsolják el hidrogénperoxiddal, ritkábban a karbonátot is eltávolítják sósavas (esetleg Na-acetátos) kioldással. Utóbbi eljárás alkalmazása esetében azt tapasztalták, hogy nőtt a mért agyagtartalom, és csökkent az iszap (por) mérettartományban detektált részecskék száma (VIRTO et al., 2011). Az LDM MÖ méréseket megelőzően a pipettás ülepitéses ISO 11277:2009(E) szabványban javasolt teljes roncsolást (a humusz és mész mellett a vasoxi-hidroxidok kioldása) csak elvétve alkalmazzák. Bizonyos vélekedések szerint nincs szükség minden alkalommal a szervesanyag eltávolítására az LDM méréshez, mert a diszperziós egységben a minta intenzíven keveredik és az ásványi és szerves komponensek sűrűsége közötti különbség ebben a helyzetben már nem fontos (BARTMINSKI et al., 2011). Azonban fontos megjegyezni, hogy a több mint 1%-os szervesanyag jelenlét növelheti az aggregátumstabilitást, és ez már befolyásolhatja a MÖ eredményeket. A vas és alumínium eltávolítását Na-ditionittal (Na-citrát, Na-hidrogén-karbonát pufferrel) végzik a pipettás ülepitéses módszerek esetén; a LDM mérések esetében nem gyakran alkalmazott ez az előkészítési módszer. A minták roncsolása (a szervesanyag eltávolítás, karbonát eltávolítás, vas-és alumínium eltávolítás) főként nagy mikroaggregátum stabilitású minták esetén javasolt (FISHER et al., 2017, LE BISSONNAIS, 1996). Felmerül azonban a kérdés, hogy mennyire összehasonlíthatók az LDM-mel kapott MÖ eredmények, ha a talajok egy része teljesen előkezelt, míg másrészük nem (BUURMAN et al., 1997; LOIZEAU et al., 1994).

Problémákat vethet fel a minta bejuttatásának módja a készülék diszperziós egységébe. A legegyszerűbb mód, ha a száraz talajt közvetlenül a diszperziós egység edényébe adagoljuk, de ekkor a legfinomabb részecskék elveszhetnek az adagolás közben, mivel azok olyan könnyűek, hogy a levegőben lebegnek, vagy a víz felszínén maradnak. Emiatt javasolja az ISO 13320:2009 szabvány a paszta elkészítését (adott mennyiségű talaj vízzel való összekeverésével a megfelelő

konzisztencia biztosítása érdekében), és ezt a kapott pasztát juttatjuk közvetlenül (maradékmentesen) a diszperziós egységbe. Ez az eljárás tűnik a legjobbnak, azonban hátránya, hogy egy lényeges feltételnek teljesülni kell, mégpedig az elkészített pasztának szinte teljesen homogénnek kell lenni (BIEGANOWSKI et al., 2010.; FISHER et al., 2017).

Ugyancsak meghatározó a mérés közege, valamint az alkalmazott diszpergálószer típusa (BUURMAN et al., 1997). A kémiai diszperzió az LDM mérések során igen gyakran alkalmazott módszer. Leggyakrabban az ún. Calgon-oldatot (a Na-hexametafoszfát - nátrium-karbonát pufferrel) használják, de alkalmaznak erre a célra Na-pirofoszfátot, nátrium-hidroxidot vagy Na-oxalátot is. Számos esetben a kémiai diszpergálás mellett a nagyobb hatékonyság elérése céljából ultrahangot is működtetnek. Bizonyos szerzők arról számoltak be, hogy a diszpergálószer használata ultrahangozással kombinálva pelyhesedést eredményezett (MCCAVE et al. 1986). Ugyanakkor BUURMAN és munkatársai (1997) kifejtették, hogy a pelyhesedés jelensége erősebb szonifikáció (ultrahangozás) alkalmazásával kiküszöbölhetővé válik.

A lézerdiffraktometriás készülékek gyártói nem tesznek kifejezett ajánlást a vizes közegben történő mérések során a közeg típusának pontos megválasztására vonatkozóan; ajánlásuk szerint tisztított (szűrt) csapvíz, desztillált víz, ioncserélt víz egyaránt javasolható a mérések elvégzéséhez (pl. Malvern Mastersizer-; Fritsch -, Beckman Coulter gyártmányú készülékek). A különböző vizes közegek használatának megválasztása a használati útmutatókban leginkább csak a Mie-féle optikai modell folyadéokra vonatkozó refraktív index beállítása kapcsán kerül szóba. Előzetes mérési tapasztalatok szerint azonban talajminták vizsgálata esetén az alkalmazott víz típusa befolyásolhatja a lézerdiffraktometriás készülékkel megállapított mérési eredményeket. A talajok LDM MÖ vizsgálatának témakörében közölt publikációkban is eltérés mutatkozik a vizes közegek megválasztását illetően. Többségében a desztillált víz alkalmazása a leggyakoribb - a hagyományos ülepítési módszerekkel való összevethetőség érdekében (pl. RYŽAK & BIEGANOWSKI, 2010., MILLER et al. 2012, PENG et al., 2015.) -, vannak azonban olyan publikált vizsgálatok is, melyeket ioncserélt vizes közegben végeztek (pl. STEFANO et al. 2011, FISHER et al. 2017.). Ugyanakkor akadnak olyan közlemények is, ahol csapvíz használatáról tesznek említést (pl. CHAPPEL 1998, ÖZER & ORHAN 2015, ŠINKOVIČOVÁ et al., 2017). A lézerdiffraktometriás mérések gazdaságos automatizálhatósága szempontjából ugyan kézenfekvő a hálózati csapvíz használata, azonban ennek minősége helyszínenként eltérő és ugyanazon ponton is akár óráról-óra változhat. Vizsgálati szempontból szintén fontos megjegyezni, hogy a vízminőség összefügg a zeta-potenciál alakulásával, így a vízbe helyezett talajrészecskék tartós diszpergálásával is. Mivel a csapvízben többnyire magas az oldott két- és háromértékű ionok koncentrációja, így az a diffúz kettős réteg csökkenése révén, a vizsgált

mintával vagy az alkalmazott diszpergálószerrel együtt csapadékképződést okozhat, melyek műtermékként megjelenhetnek a talajminták MÖ mérési eredményeiben.

A készülékek típusa

A részecskeméret meghatározásra alkalmas lézerdiffraktometriás készüléket az évek során számos műszergyártásra szakosodott cég kifejlesztett, többek között: Beckman Coulter (Németország), BIA (USA), CILAS (Franciaország), Fritsch GmbH (Németország), Horiba Ltd. (Japán), Hosokawa Alpine AG (Németország), LECO Polska Sp. z o.o. (Lengyelország), a Malvern Instruments Ltd. (Egyesült Királyság), a Micromeritics (USA), a Microvision Instruments (Franciaország), a Particle Sizing Systems (USA), a Rotex Inc. (USA), a Sympatec GmbH (Németország) és a W.S. Tyler (USA). A készülékeket gyártók száma tehát igen nagy. Ebből fakadóan mindegyikük más-más modellt fejlesztett ki és különböző diszperziós egységeket használnak (különböző anyagok elemzésére adaptálva). Ebből kifolyólag a kutatólaboratóriumokban is sokféle készülék típus létezhet. Az eszközök nagy száma azonban nehezíti a kapott eredmények összehasonlíthatóságát (GOOSSENS, 2008; HAYAKAWA et al., 1995).

Az egyes készülékek optikai rendszere eltérő, a detektorok számában és elhelyezkedésében, valamint a használt fényforrás/források (és hullámhosszak) kapcsán figyelhető meg. A detektorok száma és elhelyezkedése befolyásolja, hogy milyen információkat (intenzitást és fényszórást) rögzítenek és alakítanak át MÖ görbévé. A jelenleg rendelkezésre álló lézerdiffraktométerek olyan detektorkészlettel vannak felszerelve, amelyek a nagyon nagy szögben elhajló fényt is rögzítik. Ez lehetővé teszi, hogy a készülékek mérési tartományai akár a nanoskálát is elérjék (pl. a Fritsch Analysette 22 NanoTec Plus és a Malvern Mastersizer 3000 gyártók által megadott mérési tartomány 0,01 μm -nél kezdődik) (BUURMAN et al., 1997; GOOSSENS, 2008, FISHER et al., 2017). Készülékenként ugyancsak eltérő az alkalmazott megvilágító fényforrás hullámhossza. A mérőeszközökbe általában két (vagy néha három) fényforrást telepítenek. Ez lehet például He-Ne gázlézer, amely vörös fénysugarat ($\lambda=633\text{ nm}$) vagy közeli infravörös sugárzást ($\lambda=940\text{ nm}$) bocsát ki, vagy lehet szilárdtestlézer ($\lambda=780\text{ nm}$). A második fényforrás többnyire egy zöld lézer ($\lambda=532\text{ nm}$) vagy egy LED dióda, amely kék fénysugarat bocsát ki ($\lambda=470\text{ nm}$).

A lézerdiffraktométerek diszperziós (előkészítő) egysége eltérő felépítésű (pl. edény alakja, keverők típusa, keverők és szivattyúk sebessége). Térfogatuk típusonként eltérő (néhány cm^3 -től több, mint 1000 cm^3 -ig). A legtöbb diszperziós egységben a mérőcella bemenete az edény alján vagy egy bizonyos magasságban található (pl. az olyan modellekben, amelyekhez szabványos laboratóriumi főzőpoharakat használnak). A mérőcella bemenetének helye

különösen fontos a nehezebb részecskék (homokfrakció) mérésénél. Ha a diszperziós egységben a homogenizálás (keverés) nem megfelelő, akkor legalább egy frakciót „elveszíthetünk” a mérés során. Ha az előkészítő egység tartályában lévő keveréket nem keverjük eléggé, a homokfrakció koncentrációja magasabb lesz az edény alján, mint a tetején (az ülepedés törvényszerűségei alapján). A keverés hatékonysága erősen függ az edény alakjától és a keverő méretétől is. Ezek az egyes készülékekben többnyire különböznek (nemcsak a gyártók között, hanem ugyanazon cég modelljei között is eltérés tapasztalható). További különbségek figyelhetők meg a keverők és szivattyúk elérhető maximális fordulatszámaiban (egyes készülékeknél a keverők és a szivattyúk külön-külön nem szabályozhatóak, másutt igen). SOCHAN és munkatársai (2012) megállapították, hogy ha eltérő diszperziós egységekkel vizsgálták a talajmintákat, azok több mint 30%-a különböző textúra osztályokba (WRB) került besorolásra (azonos típusú készülék - Malvern Mastersizer 2000 - használata mellett).

A lézerdiffraktométerekben az egyik leggyakrabban alkalmazott módszer az ultrahangos fizikai diszpergálás. Az ultrahangszondák a diszperziós egységekbe vannak beépítve, amik többnyire szoftveresen kezelhetők. A diszpergálás hatékonysága függ az ultrahangszonda teljesítményétől, az ultrahangos kezelés idejétől, az előkészítő egység (edény) alakjától és térfogatától, amelyben a talajaggregátumok szétbontása történik, valamint a készülékbe helyezett keverék (szuszpenzió) térfogatától. A különböző előkészítő egységekbe sokszor eltérő teljesítményű szondákat építenek be (15 W-60 W). További nehézség lehet az, hogy bizonyos gyártók W-ban, mások kHz-ben határozzák meg az ultrahangszonda teljesítményét vagy frekvenciáját (MAKÓ et al., 2017).

Optikai modellek

A mérési eredmények alakulása függ a választott optikai modelltől is (Mie-szórás, Fraunhofer-közelítés). Mindkét diffrakciós modell hátránya, hogy - az ülepedés Stokes egyenletéhez hasonlóan - gömb alakú részecskéket feltételez, ahol a szórás mintázatot nem befolyásolja sem a részecskék helyzete a lézerfénynyalámban, sem a mozgásállapotuk. Így nem gömbszerű szemcsék esetében, egy azzal egyenértékű, gömbszerű szemcsékre vonatkozó részecskeméret eloszlást kapunk (DE BOER et al., 1987).

A Fraunhofer-közelítés alkalmazása esetében a részecskék lényegesen nagyobbak, mint a fény hullámhossza, azaz ilyenkor a szórási képet legfőképpen a fény elhajlása (diffrakció) hozza létre. Az első lézerdiffraktometriás készülékekben egyszerűsége miatt a Fraunhofer közelítést alkalmazták (BORN & WOLF, 1999). A Fraunhofer-közelítés használata esetén mentesülünk az optikai állandók megválasztása kapcsán felmerülő hibalehetőségektől. Ez a modell azonban főként az 50 μm -nél nagyobb szemcseméretű és homogén minták esetén ad megfelelő eredmény. Közepes méretű részecskék esetén a $\approx 1 \mu\text{m}$ és 50 μm , átlátszatlan ($nR > 1,1$) minták esetében a Fraunhofer közelítés általában még mindig jó eredményt ad, de ez is főként homogén minták esetében érvényes. A Fraunhofer-közelítés helytelen alkalmazása „látszólagos” finomszemcsék detektálását is eredményezheti, amelyek valójában nincsenek jelen a vizsgált mintában (BOHREN & HUFFMAN, 1983). Mivel azonban a legtöbb talajminta heterogén szemcseösszetételű (polidiszperz minták), ezért viszonylag szűk az a mintatartomány, ahol a Fraunhofer-közelítés nagy biztonsággal alkalmazható (WEINER, 1984).

A XX. század végi technikai fejlődés lehetővé tette a Mie-elmélet (amely sokkal több számítási paramétert igényel) alkalmazását a lézerdiffrakciós készülékekben. A Mie-szórás használata abban az esetben javasolható, ha a beérkező fény hullámhossza kisebb, vagy megközelítőleg ugyanakkora, mint a vizsgált részecskék mérete. Minél kisebb egy részecske, annál nagyobb hatással van jelen a szórási kép létrejöttében a fénytörés (refrakció) és a fényelnyelés (abszorpció) (DE BOER et al., 1987). A Mie-szórás alkalmazásánál fontos, hogy az optikai paramétereket a lehető legpontosabban határozzuk meg, így be kell állítani az abszorpciós (AI- az anyagba behatoló sugárzás gyengülése) és refrakciós indexeket (RI-szilárd fázis törésmutatóját). Az abszorpciós index megmutatja, hogy az adott felületre merőlegesen érkező fénysugarakból mekkora az elnyelődés mértéke: amennyiben ez a szám 1, akkor a beérkező fénysugarakat az anyag teljes mértékben elnyelte (HIRLEMANN et al., 1984). Egy optikai közeg refrakciós indexe vagy törésmutatója (RI) a fény vákuumban mért sebességének ($c = 299\,792\,458 \text{ m/s}$) és a fény adott optikai közegben mért fázissebességének (v) a hányadosa. Levegő esetében ennek értéke 1,000293. A talaj anyagára a következő törésmutatókat javasoltak: illites 1,54-1,57; szmektitites 1,48-1,61; kaolinites 1,55-1,56; és magasabb kvarc-tartalmú minta esetén

1,54. ZOBECK (2004). Rosszul megadott optikai állandókkal a Mie szórás alkalmazása is könnyen eredményezhet hibás méréseket (BOHREN & HUFFMAN, 1983). Mivel egy talajminta általában nem azonos optikai tulajdonságú szemcséket tartalmaz, az egységes beállítások használata óhatatlanul mérési pontatlanságokhoz vezet. Általánosságban elmondható, hogy a legtöbb (a talajok mechanikai összetételét lézerdiffrakciós módszerrel vizsgáló) közleményben a szilárd fázisra vonatkoztatott refrakciós index 1,5 és az adszorpciós index 0,1 körüli volt a Mie elmélet alkalmazása során (MAKÓ et al., 2017). Számos kutatási tapasztalat alapján valószínűsíthető, hogy a Mie-szórás tekintetében a refrakciós index értéke inkább standardizálható, míg az abszorpciós index megválasztása inkább talajminta-függő (RYZAK & BIEGANOWSKI, 2011).

Az adatfeldolgozást végző szoftverek

A lézerdiffrakciós mérés fontos része a szoftver, amely az adott készülék detektorain rögzített szórt fényintenzitás alapján számítja ki a MÖ-t. Az 1980-as évek óta, amióta a számítógépes számítási teljesítmény képes volt kezelni a Mie-szórást, a legtöbb gyártó beépítette algoritmusaiba a Fraunhofer- és a Mie-szórás kalkulációját is. A gyártók gyakran adnak lehetőséget a gömbtől eltérő alakú részecskékre, vagy szabványos anyagok, például latex gömbök elemzésére is (MALVERN INSTRUMENTS LTD., 2007; BECKMAN-COULTER, 2011). A különböző gyártók által használt algoritmusok nem nyilvánosak, így nem átláthatók. Előfordulhat, hogy néha hibákat tartalmaznak. Mivel a diffrakció nagyrészt a mátrix inverziójától és a legkisebb négyzetek illesztésétől függ, a matematikai képletek és algoritmusok használata és validálása kulcsfontosságú. A méreteloszlás kiszámítására számos módszert fejlesztettek ki, de gyakori, hogy a gyártók nem közlik, melyiket használják szoftvereikben (MA et al., 2000).

Kezelőtől függő beállítások

A kezelőtől függő egyik legfontosabb beállítás a mérés időtartama. Minél hosszabb a mérési idő, annál több diffrakciós képet elemezhetünk és a kapott MÖ-t több adatból átlagoljuk. Ez különösen akkor fontos, ha a mérőszuszpenzióban kevés homokméretű részecske van. A lézerdiffraktometriás mérések időtartama (egy ismétlés mérési időtartama) jellemzően 12 és 60 sec közötti tartományba esik. Ha azonban a mért minta finom részecskéket és nagyméretű részecskét is tartalmaz, szükséges lehet ezen idő meghosszabbítása (WEN et al., 2002; SPERAZZA et al., 2004; RYZAK & BIEGANOWSKI, 2011, BIEGANOWSKI et al., 2018).

A mérés előtt egyes készülékeknél a kezelő kiválaszthatja, hogy egy adott méréshez melyik fényforrást használja. Egyetlen fényforrás kiválasztása lerövidítheti ugyan a mérés időtartamát,

és ezáltal felgyorsíthatja a kezelő munkáját, de ezzel korlátozhatja is a mérési tartományt. A talajminták LDM vizsgálata esetében ez a szelektivitás problémákat okozhat.

A kezelőtől függ az is, hogy a diszperziós egység keverőjét, valamint szivattyúját milyen sebességgel működteti. Ezekre nem lehet univerzális értéket meghatározni, mert ezek függenek az eszköz kialakításától, a diszperziós egységtől, a mért részecskék méretétől és alakjától, valamint a diszpergálószer sűrűségétől.

Összeségében megállapítható, hogy az eltérő műszer típusok, műszerbeállítások, az előkezelési módszerek bizonytalanságai nehezítik a mérési eredmények összehasonlíthatóságát, valamint a módszerek közti konverziós technikák kidolgozását (RYŽAK & BIEGANOWSKI, 2011; MADARÁSZ et al., 2012; SOCHAN et al., 2012; CENTERI et al., 2015).

1.5. A talajok szerkezete

A talajban az egyedi szemcsék, az elsődleges alkotó elemek önmagukban csak ritkán fordulnak elő. Különböző elrendeződésekben, változatos alakú-, méretű-, eltérő szerveződésű aggregátumok formájában vannak jelen, amelyek egyedi elrendeződése alakítja ki a talaj szerkezetét, létrehozva ezzel a víz és levegő által elfoglalható pórustereket (MARSHALL & HOLMES, 1979). A talaj szerkezete tulajdonságát tekintve rendkívül összetett, mivel az alkotórészek mérete és alakja különböző, kémiai szempontból heterogén komponensek alkotják, valamint az egyedi talajszemcséket összekötő mechanizmusok is változatosak. A szerkezeti elemek (aggregátumok) alakja és mérete határozza meg a talajszerkezet térbeli elrendeződést. Ez meghatározza a kialakuló pórusok méretét és rendszerét, befolyásolva ezzel számos anyagtranszport (hő, gáz, víz, tápanyagok, talajalkotók, szennyezők szállítása és megkötődése), és ehhez kapcsolódó egyéb fizikai, kémiai és biológiai folyamatot (PENG et al., 2015). A szerkezet egy dinamikus talajtulajdonság, amely folyamatosan változik a különböző külső és belső tényezők hatására, beleértve a nedvesség és hőmérsékletingadozást, a biológiai aktivitást és az emberi beavatkozást is. A talaj szerves szénkészletének hatalmas hányada a szerkezeti egységekben kötött a talajban. A talaj szerkezetének, mint szénraktározónak és a légköri CO₂ nyelőjének kutatása az elmúlt években az éghajlatváltozás tanulmányozása kapcsán egyre jelentősebbé vált (SIX et al., 2004).

Az 1920-30-as évekig nem foglalkoztak kiemelten a talajszerkezet kutatásával. A kezdetekben a talajtulajdonságot főként a fizikai féleséggel (textúrával) hozták összefüggésbe, mivel a talaj textúrájára jellemző, hogy nagyon keveset változik az idő múlásával, és emiatt ez egy reprodukálható index. Később azonban egyre szélesebb körű egyetértés született abban, hogy a legtöbb elsődleges talajrészecske nem egyedi formában, hanem kötötteen-egymáshoz

kapcsolódóan van jelen a talajban. Noha a kolloidkémia fejlődése megkönnyítette és javította az aggregáció mechanizmusainak és folyamatainak megértését, példaként említve SCHLOESING már 1874-ben felismerte az agyag és a humuszkolloidok jelentőségét az aggregátumok képzésében, ezen tényezők kapcsolatának elemzésével nem igazán foglalkozott az akkori tudomány. Az 1930-as évek táján azonban megnőtt az érdeklődés a talajaggregátumok képződési mechanizmusainak tanulmányozása iránt. Az 1930-as, 1940-es években már több olyan tanulmány is akadt, mely a flokkuláció jelenségének leírásával foglalkozott (pl. PALMER & BARBER, 1940). A talaj szerkezeti elemeinek kialakulását számos modellel próbálták már meg leírni. Ezek közül kiemelendő a Russel-féle ionos kötéssel kialakuló aggregátumok elmélete (RUSSEL 1934), vagy a kalcium-kötés elmélete (WILLIAMS (1935), PETERSON (1947)) - mely utóbbi azt feltételezi, hogy az aggregátumok kialakulása az agyagásványokon adszorbeált többértékű kationjainak jelenléte mellett (főleg Ca^{2+}), többnyire szervesanyaggal együtt történhet- mivel szervesanyag nélkül gyengébbnek bizonyultak az aggregátumokat kialakító kötések. ROSENQUIST (1959) javasolta az „agyagos-víz szerkezet” aggregátum képződés modelljét. Ennek alapján az agyagrészecskék közötti adhézió az adszorbeált víz és a folyékony pórusvíz felületi energiájának különbségén alapul. Ez alapján a kohézió oka a két víztípus közötti határfelületi feszültség kialakulása lehet. Az „agyagos-víz szerkezet” koncepcióját MITCHELL (1956), MICHAELS (1959), LAMBE (1960) és munkatársai is alátámasztották. Megemlítendő még az Emerson-féle modell. Emerson szerint mind az agyagásványok, mind a kvarc szemcsék lehetnek fő összetevői az aggregátumoknak, melyek egymással a pozitív él- negatív felület vonzással „kártyavár” szerűen kapcsolódnak egymáshoz. Viszont ez a szerkezet a talaj kiszáradásával eltűnik és a 2:1 típusú agyagásványok párhuzamos orientációt mutatnak. Ez a szerkezet Emerson szerint stabil, ha a komplexet Ca^{2+} és más többértékű kationok uralják. További megállapítása, hogy feltehetően négy féle kötés játszik szerepet az aggregátumok kialakításában: hidrogénkötés és ionos kötés a szerves anyag karboxilcsoportja és az agyagásványok között, az elektromos kölcsönhatásra létrejövő kettős rétegek, amelyek domének kialakuláshoz vezetnek, valamint a szerves és szervetlen kolloidok kapcsolódása a nagy talajrészecskékkel (EMERSON & DETTMAN, 1960). Ezen kívül említhető még a szerves kötés-, és az agyag domén teória (GREENLAND, 1965; WILLIAMS et al., 1967). Utóbbi modellt AYLMOORE és QUIRK (1971) kiterjesztette a „kvázi kristályok” fogalmának bevezetésével. Ez alapján az agyagkristályok (5 μm átmérő) egymáshoz kellően szorosan kapcsolódva doméneket képeznek (főként duzzadó agyagásványok esetében megfigyelhető jelenség). A „kvázi kristály” modellt OADES és WATERS (1991) igazolta és alátámasztotta. EDWARDS és BREMNER (1967) véleménye szerint, a talaj szerkezete mikroaggregátumokból áll (<250 μm), amelyek makroaggregátumokban kötődnek (> 250 μm), és a mikroaggregátumokon

belüli kötések erősebbek, mint a mikroaggregátumok közöttiek. Elméletük szerint a mikroaggregátumok agyagásványokból, valamilyen polivalens kationból és organo-metallikus komplexből épülnek fel (amely humifikált szerves anyagot tartalmaz többértékű fémekkel komplexben). Az egymással összekötődő ilyen felépítésű klaszterek felbonthatók: a részecskék közötti kötések gyengíti a többértékű kationok Na^+ -nal való helyettesítése (nátrium-hexametafoszfátos kezelés), valamint mechanikus rázatás (vagy keverés) és ultrahangozás. Ugyancsak említendő aggregátum képződési elmélet a POM nukleusz modell. Ez alapján a szemcsés szerves anyagok (POM) egy magot alkotnak, amely körül az agyagklaszterek és a kis mikroaggregátumok kialakulnak, majd ezek nagyobb mikroaggregátumokká állnak össze (ELLIOT, 1986; GOLCHIN et al., 1994).

A talajszerkezet kialakulásának jelenleg leginkább elfogadott modellje szerint a talajaggregátumokat az egyedi szemcsék hierarchikus elrendeződéseként írhatjuk le. A modellt először TISDALL és OADES (1982) terjesztette elő, és ezt később sokan fejlesztették, köztük OADES (1984), HADAS (1987), DEXTER (1988) és SIX (2004). Ennek értelmében az ásványi részecskék klaszterekké aggregálódnak, majd ezek mikroaggregátumokat hoznak létre, a mikroaggregátumok összekapcsolódása pedig makroaggregátumokat eredményez. A hierarchikus képződési modell különböző kötési mechanizmusokat feltételez a meghatározott mérettartományok esetében, valamint a kötőanyagok és azok eltérő stabilizáló hatását a talajmátrixon belül (MURRAY & QUIRK (1990), OADES (1990), EMERSON & GREENLAND (1990), TISDALL (1996)).

Egyszerűsített mérettartományi besorolásukat tekintve, a nemzetközi szakirodalom a 250 μm -nél nagyobb aggregátumokat a makro-, a 250 μm -nél kisebbeket a mikroaggregátum kategóriába sorolja. A makroaggregátumok mérettartomány kategóriája tovább osztható még 250-2000 μm közti úgynevezett kis makroaggregátum kategóriára, valamint 2000 μm feletti nagy makroaggregátum osztályra, bár az egyes irodalmi források ez esetben eltérő mérethatárokat közölhetnek (TISDALL & OADES, 1982; SIX et al., 1999). Hasonlóval találkozhatunk a mikroaggregátumoknál is, ahol bizonyos megállapodások szerint a 20-250 μm közötti, míg mások szerint a 50-250 μm , vagy a német rendszer szerint 63-250 μm közötti frakció sorolható a mikroaggregátum méret-kategóriába (JOHN et al., 2005; HBIRKOU et al., 2011; LOBE et al., 2011). További felosztását tekintve a mikroaggregátumként definiált fázisnál kisebb mérettartományt is további frakciókra osztják, mint például a 20-2 μm közötti agyag flokkulátumok és iszap részecskék összekapcsolódásával kialakult aggregátumokat, melyeket iszap, vagy klaszter (cluster) frakciónak hívnak, valamint a 2 μm alatti mérettartományt, melyet agyag flokkulátumok néven különítenek el (OADES & WATERS, 1991; JASTROW et al., 1996;

TOTSCHÉ et al., 2018). A tapasztalatok azonban azt mutatják, hogy - főleg a főbb kategória felosztások esetén - az egyes frakciók tulajdonságait tekintve nagyon sok átfedés mutatkozik.

A talaj szerkezete leírható aggregátumainak mérete, alakja és stabilitása szempontjából is. Amennyiben alak szerint vizsgáljuk az aggregátumokat, *morfológiai talajszerkezetről* beszélünk (BALLENGER & DI GLÉRIA 1962; STEFANOVITS et al. 1999). A szelvényleírások esetében szükséges a jellemző szerkezeti egységek megjelenésének leírása. E morfológiai paramétereket többen is rendszerbe foglalták (pl. SZABOLCS et al., 1966).

Gyakorlati szempontból vizsgálhatjuk az aggregátumok méret szerinti eloszlását, az *agronómiai talajszerkezetet* is (KEMPER & ROSENAU, 1986; STEFANOVITS et al. 1999). Az agronómiai szerkezet megítélésekor a különböző méretű szerkezeti egységek százalékos mennyiségét határozzuk meg (pl. <0,25 mm porfrakció, 0,25–10 mm morzsafrakció, > 10 mm rögfrakció). A leromlott talajszerkezetre a por- és/vagy a rögfrakció nagy részaránya utal (BIRKÁS et al., 2006).

1.5.1. Az aggregátumok stabilitása

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, valamint ennek segítségével jellemezhető egy adott talaj, víz- vagy szél-erózióra való hajlama is (VÁRALLYAY, 1993; LAL & SHUKLA, 2004).

A megfelelő talajszerkezet a mezőgazdasági termelékenység fenntartása és a környezet jó állapotának megőrzése szempontjából is igen fontos (AMÉZKETA, 1999). Nagymértékben befolyásolják a növények gyökereinek növekedését és lehetővé teszik azok megfelelő fejlődését. A különböző talajaggregátumokra vonatkozó stabilitási mutatók és a méretinformációk felhasználhatóak a különféle mezőgazdasági technikák, például talajművelés erodáló hatásainak becslésére, vagy előrejelzésére is (HUISZ, 2007; NIMMO, 2004).

1.5.2. Az aggregátumok stabilitását befolyásoló tényezők

Az aggregáció folyamata igen összetett, aminek során a szerkezeti elemeket különböző szerves és szervetlen anyagok kapcsolják össze. A természetben a képződési és stabilizációs folyamatok egyszerre játszódnak le, éppen emiatt elkülönítésük igen nehézkes. Ennek ellenére mégis különbséget szoktak tenni az aggregátumok stabilitására ható, a talaj jellemzőiből adódó belső tényezők (pl. szervesanyag tartalom, mikorrhizák, gombák, baktériumok, gyökerek, Fe- vagy Al-oxidok, -hidroxidok, kolloid fázisú kalcium-karbonát, agyagásványok), valamint a talajtól független külső tényezők (pl. környezeti, mezőgazdasági) (KAY, 1997; AMÉZKETA, 1999;

DUNAI & TÓTH, 2015) között. Más szerzők véleménye szerint míg az aggregátum képződés inkább fizikai (külső) erők hatására megy végbe, addig stabilizálódásuk már inkább „csak” a szerves és szervetlen anyagok mennyiségétől és típusától függ (LYNCH & BRAGG, 1985; OADES, 1993; DALAL & BRIDGE, 1996). Megállapítható, hogy a makro- és mikroaggregátumok stabilitása eltérő mértékben, de mégis hasonló, vagy egymással összefüggő talajváltozókhoz kapcsolódik (GOLDBERG et al., 1988). Általánosságban elmondható, hogy a mikroaggregátumokat túlnyomórészt szerves-ásványi komplexek (ún. *organo-minerális komplexek*) stabilizálják, melyek kötési viszonylag stabilak, és azokat a talaj szervesanyag tartalmának a földhasználat és a művelés eredményeként bekövetkező változásai sem bontják meg könnyen. Különbséget kell tenni azonban a 20 (esetleg 50 vagy 63) μm -nél kisebb, illetve nagyobb mikroaggregátumok között. A 20 (50, 63) μm -nél kisebb mikroaggregátumokat (agyag flokkulátumok + iszap frakció) van der Waals-erők és elektrosztatikus kölcsönhatások stabilizálják, és főként az ionok (elsősorban kationok) minősége felelős a kialakulásukért, tartósságukért. A 20 (50, 63) μm -nél nagyobb mikroaggregátum-frakciót már jellemzően organominerális, mikrobiális kapcsolódások (pl. hifális fragmentumok, baktériumsejtek vagy sejtmikrokolóniák anyagainak ragasztó hatása) jellemzik (TOTSCHKE, et al. 2018). Ezzel szemben a makroaggregátumok stabilitása sokkal inkább összefügg a talaj szervesanyag-tartalmának alakulásával, függ a növényi gyökérszöröktől és gombahifáktól, az egyéb külső, antropogén hatásoktól (1. táblázat) (LAL & SHUKLA 2004).

1. táblázat: A különböző méretű aggregátumokat létrehozó folyamatok és anyagok
(Források: OADES & WATERS, 1991; AMÉZKETA, 1999; LAL & SHUKLA, 2004; NIMMO, 2004; TOTSCHKE et al., 2018)

Mérettartomány neve	Mérete	Stabilitás kialakító anyagok és mechanizmusok
Agyag flokkulátumok	2 μm >	agyagásványok összekapcsolódása intermolekuláris kölcsönhatásokkal (van der Waals, elektrosztatikus)
Agyag flokkulátumok + iszap frakció	2 – 20 (50, 63) μm	agyag-iszap részecskék összekapcsolódása kolloid méretű anyagokkal: vas-alumínium oxidok, szervesanyag, mikroorganizmusok tevékenységei
Mikroaggregátumok	20 (50, 63) – 250 μm	karbonátok, Fe-Al (hidro) oxidok, szerves-ásványi komplexek, baktériumok élettevékenysége
Makroaggregátumok	250 μm <	talajlakó gombák élettevékenysége (pl. gombafonalak), növényi gyökerek és növényi jelenlét, szervesanyagok, nedvesedési-száradási- és fagyási-olvadási ciklusok /művelés hatásai - pl. trágya, komposzt

Belső tényezők

pH, elektrolit koncentráció

A talaj pH-ja közvetlenül és közvetlen is hatást gyakorol a szerkezeti elemek stabilitására. A pH hatása már a (hierarchikus) aggregátumképződés kezdeti szakaszában közvetlenül, a mikroaggregátumok képződés és „forgalma” során is meghatározó, mivel a változó a környezeti feltételek, mint a pH alapvetően meghatározzák az alkotók kapcsolódásának lehetőségeit (pl. komplexképződés- ligandumcsere), ezáltal az aggregátumfrakció stabilitását is (SHAINBERG et al., 1992; KLEBER et al., 2015; TOTSCHKE et al., 2018). Közvetett szempontból, a talaj pH-ja befolyásolja a mikrobiális aktivitást, valamint a növényi tápanyagok elérhetőségét, ezáltal hierarchikus léptékben a makroaggregátumok-stabilitása szempontjából is meghatározó. Ha a talaj pH-ja szélsőségesen alacsony vagy túl magas, a fent leírtakból levezethetően a talajszerkezet stabilitása is sérül (TOTSCHKE et al., 2018). Tartamkísérletek eredményeképp példaként elmondható, hogy a mésztrágyázás okozta pH-növekedés hatására javul a mikrobiális aktivitás, ami a makroaggregátumok- stabilitásának növekedését is eredményezi (HAYNES & NAIDU, 1998).

Korábbi feltételezések szerint a makroaggregátumok mikroaggregátumokká történő szétesése függetlenek az elektrolit koncentrációtól, valamint alapvetően az aggregátumok összetételétől (SHAINBERG et al., 1992). Azonban számos kutatási eredmény alapján mégis valószínűsíthető, hogy a mikroaggregátumok stabilitása jelentősen függ az elektrolit koncentrációtól, valamint közvetve hatással van a makroaggregátumok stabilitására is (AMÉZKETA, 1999). Az alacsonyabb elektrolit-koncentráció különösen magasabb nátrium-tartalom mellett növeli az agyag diszperziót/ vagy duzzadást. Ezáltal nem csupán a mikroaggregátumok stabilitását csökkenti, hanem a hidraulikus vezetőképességre és/vagy a beszivárgási sebességre is negatív hatást gyakorol (SHAINBERG & SINGER, 1990; RENGASAMY & OLSSON, 1991). A kicserélhető nátrium és az elektrolit koncentráció értékekből meghatározott küszöbkonzentrációs görbék nagyon hasznosnak a stabilizálás és destabilizálás határának megállapításához (minden talaj egyedi stabilitási görbék igényel, mivel egyéb jellemző változók is befolyásolják a talaj szerkezeti stabilitását (PRATT & SUAREZ, 1990).

Agyagásványok

Az agyagásványok fontos aggregáló szerepet töltenek be a talajban. Hatásuk az aggregációra az ásvány típusától függően eltérő, azonban a pontos hatás nehezen felmérhető, mivel a talajok általában agyagásványok keverékeit tartalmazzák és viselkedésüket a más ásványokkal való társulás módosítja (AMÉZKETA, 1999).

Általánosságban elmondható az agyagásványok aggregátum stabilizáló hatásáról, hogy minél nagyobb a kationcsere kapacitásuk, annál jobban stabilizálnak. EMERSON 1964-ben kifejtette,

hogy a montmorillonit típusú duzzadó agyagok kevésbé érintettek a víz szétiszapoló hatásával szemben, mint a kaolinit vagy az illit. MCNEAL és munkatársai később (1966) megállapították, hogy bizonyos körülmények között, mint például magas SAR-értékek és alacsony elektrolitkoncentráció mellett, a nagy montmorillonit-tartalmú (duzzadó agyagásvány tartalmú) talajok aggregátumai inkább instabilak, míg a nem duzzadó agyagásványú talajok aggregátumai viszonylag stabilak maradnak. A kaolinit vas-oxidokkal való kapcsolódása erős stabilizáló hatást fejt ki a szerkezeti elemek között. Az 1970-80-as években azután számos kutatás megállapította, hogy az illites agyagásványokkal kötött aggregátumok a legérzékenyebbek a diszperzióra (ARORA & COLEMAN, 1979; OSTER et al., 1980). Ez azzal magyarázható, hogy az illit részecskék szabálytalan felületei miatt a többi agyagásványhoz viszonyítva kisebb a peremfelület vonzási erő. Az agyagásványok mennyiségét tekintve, TERNAN és munkatársai (1996) érdekes módon azt találták, hogy a magasabb agyagtartalmú talajok alacsonyabb aggregátumstabilitással rendelkeznek (AMÉZKETA, 1999).

Valószínűsíthető, hogy a referencia anyagokkal végzett diszperziós kísérletek nem alkalmasak az agyagásványok tényleges stabilizáló hatásának leírására. Az agyagásványok más anyagokkal (talajtulajdonságokkal) való kölcsönhatása különböző, sokszor ellentmondásos hatásokat is eredményezhet az aggregátumstabilitás alakulása szempontjából (LE BISSONNAIS, 1996).

Bázikus kationok és CaCO_3

A talajban található négy fő bázikus kation (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ és K^+) közül a nagy mennyiségű kicserélhető nátrium jelenléte kedvezőtlen hatású, mivel az elemi részecskéket diszpergálja, míg a kicserélhető Ca^{2+} ezzel szemben talajszerkezet stabilizáló hatású (DVORACSEK, 1952; BARZEGAR et al., 1994). A nátrium az agyagrészecskék duzzadását és/vagy diszpergálódását okozza (CRESCIMANNO et al., 1995).

Számos kutatási eredmény alapján elmondható, hogy fent leírtak értelmében a magasabb adszorbeált nátrium-tartalom mellett, jelentősen romlik a makroaggregátumok stabilitása is (BARZEGAR et al., 1994). A magas kicserélhető nátrium-tartalom hatása az aggregátum stabilitásra azonban eltérő lehet a különböző arányú kalcium, illetve magnézium jelenléte mellett. A magasabb kalcium jelenlét növeli a mikroaggregátumok képződésének lehetőségét, mivel a talaj agyagrészecskéinek flokkulásában hatékonyabban vesz részt (HEIL & SPOSITO, 1993).

A magnézium szerkezetre gyakorolt hatása a szakirodalmi közlések alapján vitatott. Általánosságban elmondható, hogy a magnézium hatása a mennyiségén túl nagyban függ az adott talaj ásványi fázisának tulajdonságaitól. Többnyire azonban a talajszerkezetre gyakorolt negatív hatása emelhető ki. A magnézium-tartalom növekedése az agyagrészecskék diszpergálásán keresztül rontja a talajszerkezet, csökkenti a talajok vízvezető képességét

(ALPEROVITCH 1981, ZHANG & NORTON 2002). ALPEROVITCH és munkatársai (1981) megállapították, hogy az alacsonyabb mésztartalmú talajok szerkezete érzékenyebb a kicserélhető magnézium mennyiségének növekedésével szemben (az agyagfrakció magasabb diszperzitási fokának köszönhetően), mint a meszet tartalmazó talajoké.

A kicserélhető kálium talajfizikai és hidraulikai tulajdonságaira gyakorolt hatása a legkevésbé egyértelmű. QUIRK és SCHOFIELD (1955) aggregátum stabilitásra gyakorolt hatás szempontjából a túlzott kálium jelenlétet ugyanolyan károsnak tartotta, mint a nátriumot. Később LEVY és TORRENTO (1995) úgy találta, hogy a kálium nem káros, mivel korlátozza az agyag diszperzióját és fenntartja a makroaggregátumok stabilitását. Ezt az adszorbeált kálium alacsonyabb hidratációs energiájának tulajdonították, ami 72%-a az adszorbeált nátriumnak. Másrészt LEVY és VAN DER WATT (1990) megfigyelte a kálium egyfajta stabilizálás szempontjából „közbenső hatását” a kalcium és a nátrium között.

A CaCO_3 hatása az aggregátumok stabilitására valószínűleg a CaCO_3 részecskék méreteloszlásától és az agyagtartalomtól egyaránt függ. A kedvező aggregáló hatás érdekében azonban elegendő agyag jelenléte szükséges, és a CaCO_3 részecskéknek kisebbnek kell lenniük az iszap méreténél (LE BISSONNAIS, 1996). PARK és LEE (1990) arról számolt be, hogy a talaj aggregátumok vízzel szembeni stabilitása általánosan magasabb volt meszes talajokban a magasabb kicserélhető kalcium tartalom miatt.

Fe- és Al-oxidok, -hidroxidok

A vas- és alumínium szeszkvioxidok talaj aggregációra gyakorolt hatása a mai napig vitatott. GOLDBERG et al. (1990) és PINHEIRO-DICK és SCHWERTMANN (1996) megállapították, hogy a magas vas- és alumínium-oxid tartalmú talajok aggregátumai nagyon stabilak. Azonban BORGGGAARD (1983) és BARTOLI et al., (1991) kutatásai alapján az aggregátum-stabilitásra gyakorolt hatásuk elhanyagolható. Ez a látszólagos ellentmondás az oxid kristályosságának, részecskeméretének és eloszlásának változásaiból adódik (VAN DEN BROEK 1989). A szeszkvioxidok elsősorban a mikroaggregátumokat stabilizálják, mivel alapvetően korlátozzák az agyag diszperzióját, valamint duzzadását. A szeszkvioxidok stabilizáló hatása különböző mechanizmusokon keresztül valósul meg: a vas és az alumínium jelenléte a talajoldatban flokkulálóként működik, a szeszkvioxidok agyagrészecskéket kötnek a szerves molekulákhoz, valamint gélként válhatnak ki az agyag felületén. KEREN és SINGER (1990) megállapították, hogy az alumíniumpolimerek hatékonyabbak az aggregálásban, mint a vaspolimerek. Azonban SHAINBERG és munkatársai (1987) azt találták, hogy a vaspolimerek jobban stabilizálnak, mint az Al-polimerek, valamint arra a következtetésre jutottak, hogy a stabilizáló hatás a polimerek töltésével függ össze, nem pedig mennyiségével.

A szerves-ásványi komplexek stabilizáló hatása a 20 μm -nél nagyobb mikroaggregátumok esetében mutatható ki. A cementáló anyagok ásványi fázison -a vas-, mangán-, alumínium- és szilícium-oxi-hidroxidokon, alumínium-szilikátokon, karbonátokon a szervesanyag túlnyomórészt a felületeken koncentrálódik (OADES & WATERS, 1991, AMELUNG et al., 2002, TOTSCHKE et al., 2018).

A mikroaggregátumok stabilitása szempontjából savanyú altalajokban különösen fontos szerepe van a főként ferrihidrit-szervesanyag asszociációknak (KAISER & GUGGENBERGER, 2000; KAISER et al., 2002; EUSTERHUES et al., 2003; WISEMAN & PÜTTMANN, 2005), de számos bizonyíték utal arra is, hogy jelentős a szerepe a savas és semleges feltalajokban is (KIEM & KÖGEL-KNABNER, 2002). Ez azonban többnyire közvetett bizonyítékokon alapul (mivel a természetes oxidok nanométeres méretük miatt nehezen vizsgálhatók) (TOTSCHKE et al., 2018).

Szervesanyag

A szervesanyag az aggregátumok felületén hidrofób bevonatot képezhet, mely csökkentheti a nedvesítés sebességét, mérsékelve ezáltal a szétiszapolódás lehetőségét (SULLIVAN 1990). Ha a kötések mégis felszakadnak és bekövetkezik a szétesés, a szervesanyag ismét flokkulálószerként működik (EMERSON, 1983; GOLDBERG et al., 1990; ITAMI & KYUMA, 1995). A szervesanyag közvetlenül kötőanyagként működik (PICCOLO & MBAGWU, 1999, SPACCINI et al., 2002), közvetetten pedig növelheti a talaj mikrobiális aktivitását, így fokozva az aggregátumképződést és a stabilitás fenntartását (MURPHY, 2015). A szervesanyag aggregátumstabilitást szabályozó szerepe különösen fontos, mert mennyisége és tulajdonságai az agrotechnológiával módosíthatóak.

A szerves-ásványi kölcsönhatások az agyagrészecskék és szervesanyag aggregációjához vezethetnek, ami stabilizálja a talaj szerkezetét és raktározza a szerves szénvegyületeket az aggregátumokon belsejében (OADES, 1988). Ezek a szerves-ásványi kölcsönhatások kationhidak képződésén alapulnak, ahol a kationok kapcsolatot biztosítanak a negatív töltésű agyagfelület és a negatív töltésű szerves funkciós csoportok között (MUNEER & OADES, 1989). A szervesanyag szerepe az aggregátumstabilitás szempontjából még mindig vitatott. A szakirodalmi közlések szerint számos pozitív korreláció mutatkozik a szervesanyag és a vízstabil aggregátumok között (AMÉZKETA, 1999). Azonban bizonyos kísérletek szerint a szerves anionok talajhoz adagolása fokozza az agyag diszperzióját (SHANMUGANATHAN & OADES, 1983). VAN DEN BROEK (1989) megfigyelte, hogy kis mennyiségű fulvósav hozzáadása agyagszuspenziókhoz jelentősen növelte az agyag diszperzióját, míg az aromás savak pelyhesítő hatásúnak bizonyultak. VISSER & CAILLIER (1988) is kimutatta a humuszanyagok diszpergáló hatását. Ez a látszólagos ellentmondás a szervesanyag stabilizáló hatásaival kapcsolatban a szervesanyag és az olyan stabilitási paraméterek összehasonlításából ered, mint

a vízben stabil aggregátumok aránya és a diszpergált agyagtartalom. Figyelembe véve, hogy a vízben stabil aggregátumok nagyobb aránya növeli az aggregátumstabilitási mutató értékét, statisztikailag megállapítható, hogy a szervesanyag növeli az aggregátum stabilitást. Ugyanakkor figyelembe véve, hogy a növekvő agyagdiszperzió csökkenti az aggregátum stabilitását, statisztikai szempontból megállapítható az is, hogy a szervesanyag csökkenti az aggregátum stabilitását. Ez a paradoxon részben megérthető, ha külön kezeljük a makro-és mikroaggregátum stabilitást. Míg a vízben stabil aggregátumok aránya a makroaggregátum stabilitásról, addig a diszpergált agyagtartalom a mikroaggregátum stabilitásról ad információt. Mindamellet a stabilizáló hatás a humuszanyagok és az agyag közötti egyesülés típusától, és különösen a humuszmolekula méretétől függ. Ha a szervesanyag molekulalánca „hosszabb”, mint az agyagszemcse felülete, akkor több agyagrészecske felületéhez tapad és köti össze őket (DURGIN & CHANEY 1984; EMERSON 1977; SHANMUGANATHAN & OADES, 1983). Másrészt a szervesanyag stabilizáló hatása másképp működik a makro-és mikroaggregátumok esetében. GOLDBERG és munkatársai (1990), valamint NADLER és munkatársai (1996) szerint a szerves anyagok talajszerkezetre gyakorolt hatása az aggregátumok méretének és összetételének (elemi szemcsék méretének) függvénye. Így míg az agyagméretű aggregátumokban a szerves anyag a részecsketöltések felett hat (GOLDBERG et al., 1990), addig a durva homokméretű aggregátumokban a szervesanyag kötőanyagként funkcionál a gyökereken és a hifákon keresztül (TISDALL & OADES, 1982). HEIL és SPOSITO (1993), valamint KRETZSCHMAR és munkatársai (1993) azt találták, hogy az agyagméretű aggregátumokban a szerves anyagok stabilizáló hatását nem elektrosztatikus- (a részecsketöltés megváltoztatása), hanem sokkal inkább szterikus mechanizmusok okozzák. A mikroaggregátumokban található agyaggal kapcsolódó szervesanyag esetében GOLCHIN és munkatársai (1994) a szénhidrát-, alifás és karboxil-C túlsúlyt állapított meg. Mivel a mikroaggregátumokat kialakító szervesanyagok C:N aránya alacsony (körülbelül 10-12), következésképpen a N-tartalmú anyagoknak jelentős mértékben kell jelen lenniük, aminek tükröződnie kell a mikroaggregátumok összetételében is. További kutatások alapján elmondható, hogy a mikroaggregátumokat létrehozó, azokat stabilizáló szerves fázisban számos egyéb anyag található az ásványi részekhez kapcsolódva: a poliszacharidok mellett főleg fehérjék és lipidek alkotnak tartós ásványi társulásokat (SIX et al 2004., KLEBER et al. 2007, LIU et al. 2013).

A makroaggregátumok stabilitása sokkal inkább függ a talaj „élő és holt” szervesanyagaitól, éppen ezért a stabil makroaggregátumok aránya párhuzamosan változik a talaj szervesanyag-tartalmának alakulásával (LAL & SHUKLA, 2004). A hosszútávú talajművelés csökkenő humuszmennyiséghez vezet, ami szignifikáns korrelációt mutat a makroaggregátum-stabilitás csökkenésével is (BARTLOVÁ et al., 2015).

Biológiai tényezők

A talaj élővilága fontos szerepet játszik az aggregációban és a talajszerkezet kialakulásában. A mikroorganizmusok aktívan hozzájárulnak a mikroaggregátum stabilitás kialakításához (HAYNES és SWIFT, 1990). Főként a talajlakó gombáknak, baktériumoknak, illetve az egyéb mikrobiális eredetű metabolikus anyagoknak (pl. glomalin) van igen jelentős szerepük az aggregátumokon belüli kötésének kialakításában (LAL & SHUKLA, 2004; NIMMO, 2004; DUNAI & TÓTH, 2015; TOTSCHÉ et al., 2018). Az élő mikroorganizmusok közvetlen elektrosztatikus kötések kialakításával tapadnak a talaj ásványi anyagaihoz (HUANG et al., 2005). A kötésekben részt vevő mikrobiális sejtfalak gyakran ellenállóak a biotikus bomlással szemben (CHENU és STOTZKY, 2002), és a kötések közül sok a baktérium halála után is fennmarad (AMELUNG et al., 2008). Az agyagrészecskékhez vagy kis mikroaggregátumokhoz kötődő baktériumok valójában „építőegységként” funkcionálnak és a kezdeti aggregáció magjaként is szolgálhatnak (TOTSCHÉ 2018). A talaj mikrobiális aktivitásának fokozása a talajszerkezet javításának fontos pillére.

Aggregátumok gyakran a növényi gyökérzet körül is kialakulnak, a gyökérváladék serkenti a mikrobiológiai aktivitást (HARTMANN & SIX, 2023). A növényi gyökereket TISDALL és OADES (1982) ideiglenes kötőanyagnak tekintik. Általánosan megállapított, hogy a makroaggregátumok stabilitása javul a gyökerek jelenléte mellett, még azok elhalt állapot esetén is (POJASOK & KAY, 1990). A növényi gyökerek közvetlen közelében található agyagrészecskék a gyökérzettel párhuzamos tengelybe állnak, így itt könnyebben tapadnak össze (TISDALL, 1996). A gyökerezési mintázat, a gyökérfunkciók és a gyökér fiziológiája felelősek a növények eltérő talajszerkezet-módosító képességéért (CHAN & HEENAN, 1996). Az egyszikű növények gyökérzetének aggregáló hatása erősebb, mint a kétszikűeké, a pázsitfűfélék pedig jobban stabilizálják az aggregátumokat, mint a gabonafélék, mivel előbbiek sokkal nagyobb gyökérbiomasszát hoznak létre (OADES, 1993).

Az élő és/vagy elhalt baktériumok, továbbá bizonyos arbuszkuláris-mikorrhiza gombák hifái és spórái által termelt glikoprotein (glomalin), valamint a szaprofita gombák tekinthetők a fő aggregátum képző mikrobáknak. A talajrészecskéket a „kötés-összekötő-tömörítő” mechanizmuson keresztül össze tudják összekapcsolni, majd bioragasztóként funkcionálva, elősegítik a makroaggregátumok képződését (MILLER & JASTROW 2000). TISDAL és OADES (1982) szerint kötőanyagként betöltött szerepük inkább ideiglenes, mintsem hosszútávú. A mikroorganizmusok a nagy molekulatömegű vegyületek mineralizálásáért felelős enzimeket termelnek, továbbá extracelluláris lipideket és poliszacharidokat (nyálkaanyagot) hoznak létre, amelyek megkötik az egyedi szemcséket, vagy talajrészecskéket, stabilizálva ezzel talaj aggregátumokat. Ezek azért ideiglenesek, mert a mikroorganizmusok viszonylag gyorsan

lebontják őket. A mikrobiális extracelluláris poliszacharidok termelése szabályozható a mezőgazdasági talajok N-ellátásával (BALDOCK et al., 1990, ROBERSON et al. 1995).

A növényi gyökerek jelentős hatásai mellett a talajfauna is alakítja a talajok szerkezetét (LEE & FOSTER, 1991; SCHRADER et al., 1995). A makroaggregátumok képződésében jelentős szerepet játszhatnak a földigiliszták, férgek, hangyák (COLEMAN et al., 2018). A földigiliszták a talaj szerkezetét úgy stabilizálják, hogy a talajt lenyelik, majd a bélrendszerükben összekeverik humifikált szerves anyagokkal, majd öntvényként vagy pelletként „adják azt vissza” (TISDALL & OADES, 1982; JASTROW & MILLER, 1991; OADES, 1993). A gilisztajáratok kialakulása elősegíti a vízbeszívargást, fokozza a gázcserét és a gyökérnövekedést (POIER & RICHTER, 1995). A fonálférgek, férgek, hangyák, pókok, valamint különféle bogarak és lepkék lárvái biopórusok létrehozásával javítják a talaj pórusviszonyait, ezáltal a talajszerkezetet is (OADES, 1993).

Külső tényezők

Éghajlat

Az éghajlat az egyik olyan talajképző tényező, amely igen erősen befolyásolja a talaj típusát és az aggregáció mértékét. A szervesanyag típusa és mennyisége szintén jelentősen függ az éghajlattól (mely ugyancsak hatást gyakorol a szerkezetképzésre). Éppen ezért bizonyos megállapítások szerint évszakos ingadozást figyelhető meg a talajok aggregátum-stabilitásában is. A víztartalom változásai (nedvesítési-száradási ciklusok) és a levegő hőmérséklete (fagyási-olvasadási ciklusok) dinamikusan befolyásolják a talajszerkezet kialakulását és pusztulását. LYNCH és BRAGG (1985) valamint OADES (1993) megemlítték, hogy a talajok aggregátumképződése főként fizikai hatásoknak tulajdonítható, mint a nedvesedés és a száradás, valamint a fagyás és az olvasadás. GRANT és BLACKMORE (1991) megfigyelték, hogy egyes talajok, általában a Vertisolkok (magas duzzadó agyagtartalmuk miatt) képesek az agyag újra aggregálására a nedvesedési-száradási periódusok során. MULLA és munkatársai (1992) azt találták, hogy a nedvesedési és száradási ciklusok csökkentik a makroaggregátumok stabilitását. Ugyanakkor DEXTER (1988) szerint ezek a folyamatok inkább növelik a vízstabil aggregátumok arányát. A klímaváltozás okozta szélsőséges csapadékesemények pl. a heves esőzések alapvetően rombolják a talajfelszínen található aggregátumokat, mivel a túl gyors nedvesedés hatására az aggregátumok belsejébe szorult levegő a megnövekvő nyomás hatására szinte szétrobbantja a szerkezeti elemeket. Továbbá az agyagfrakció különböző ásványai eltérőképp hidratálódnak és duzzadnak, ezáltal az aggregátumok belsejében különböző nyírási síkok jöhetnek létre, amik mentén a gyors átnedvesedés hatására egyfajta szétesés figyelhető meg. A nagyon lassan átnedvesedő aggregátumok azonban megtartják szerkezetüket (KEMPER & ROSENAU, 1986; REICHERT & NORTON, 1994; AMÉZKETA, 1999).

Az aggregációra gyakorolt másik fontos hatás a ciklikus fagyás és felengedés (PAWLUK, 1988). A pozitív hatásokra vonatkozó számos megfigyelés ellenére mások inkább a fagyás negatív hatásáról számoltak be a talaj szerkezeti elemeire nézve. A hatást meghatározó fontos tényező a talaj fagyáskori nedvességének mértéke, valamint a fagyás-olvas ciklusok száma (CZURDA et al., 1995).

Idő

Az idő egy másik olyan talajképző tényező, amely szintén befolyásolja az aggregátumok stabilitását. BLAKE és GILMAN (1970) a relatív stabilitás időbeli növekedését észlelték, állandó víztartalom mellett tartott aggregátumok esetében. Megfigyelhető az agyagok szilárdságnak növekedése is a tömörödést követő hónapok vagy évek során. Az agyagoknak ez a „tixotróp korkeményedése” szintén hozzájárul a keletkező talajaggregátumok stabilizálásához (MOLOPE et al., 1987). A talajok aggregátum-stabilitásának évszakos változása is megfigyelhető (PERFECT et al., 1990; MULLA et al., 1992).

HAYNES (2000) megállapította, hogy a mintavétel és a nedves-szítás stabilitás vizsgálatok között eltelt időnek hatása van a kapott eredményekre az általa vizsgált szántóföldi talajminták esetében. Tapasztalatit a hosszú időn át tartó levegőn történő szárítás és a fokozatos szervesanyag tartalom csökkenés párhuzamával magyarázta. Bizonyos talajok esetén azonban feltételezhető volt, hogy a levegőn történő szárítás (és az aggregátumok zsugorodása) során további intermolekuláris asszociációk jöttek létre a talaj alkotói között, így nagyobb stabilitást biztosítottak az aggregátumoknak.

Mezőgazdasági gyakorlat

Általánosan elmondható, hogy a makroaggregátumok stabilitása függ a földhasználat típusától, míg a mikroaggregátumok stabilitása független attól. Az egyéni gazdálkodási gyakorlatok, mint például a talajművelés, öntözés, szervesanyag-pótlás, vetésforgó, meszezés és egyéb kondicionálók befolyásolják a talaj szerkezeti stabilitását.

Számos kutatás kimutatta a műtrágyák mértéktelen használatának romboló hatását a talajszerkezetre nézve. Példaként említve TOKUDA és HAYATSU 2000-ben íródott tanulmányukban beszámoltak arról, hogy japán teaültetvényeken a műtrágya túlzott kijuttatása talajtömörödéshez és mezőgazdasági diffúz szennyeződéshez vezetett, ami a talaj termékenységének és szerkezetének romlását eredményezte. Németországi kísérletek alapján elmondható, hogy ugyan a műtrágyázás átmenetileg fokozza a szerves vegyületek enzimátikus átmenetét, ami jelentős SOC- és összes nitrogén-tartalom növekedést eredményez, a túlzott műtrágyázás azonban talajtömörödést okoz, súlyosan befolyásolja a talajlégzést, és gátolja a talaj tápanyag-ciklusát és a szervesanyag-lebontást (DORODNIKOV et al. 2009).

A talajművelés talajszerkezeti stabilitásra gyakorolt hatása még mindig vitatott. Számos kutatási eredmény alapján mégis megállapítható, hogy a makroaggregátum stabilitás alakulásában jelentős különbség mutatkozik a kímélő és a hagyományos művelési rendszerek között. A talajművelés lazítja a tömörödött talajfelszínt és kedvez a mikropórusok kialakulásának, ami növeli a talajba történő vízbeszivárgás esélyét is (CARTER, 1994). Másrészt azonban a gyakori és intenzív művelésnek alávetett talaj szerkezete romlik, ami az aggregátumok stabilitásának csökkenésében is tetten érhető, és ezzel párhuzamosan csökken a vízbeszivárgás is (PERFECT et al., 1990). Különösen magas talajnedvesség-tartalom mellett az intenzív talajművelési gyakorlatok a talaj túlzott tömörödését és rossz szerkezetét is okozhatják (CARTER, 1994). A traktorok és betakarítógépek megnövekedett használata (gépek áthaladásának gyakorisága) nagyobb terheléshez vezet, ami mélyebb zónákra is kiterjedő tömörödést okoz (SAFADOUST et al. 2006),

Az öntözés típusa, mértéke és időtartama, valamint az öntözővíz minősége erősen befolyásolja a talaj szerkezeti stabilitását. A locsolófejes öntözés kapcsán kimutatták, hogy hosszútávú alkalmazása a szerkezet tömörödését, kéregképződést idézhet elő. A talajfelszínre becsapódó vízcseppek nagysága és romboló ereje függ az öntözés típusától és az szórófejek jellemzőitől. Más vélemények szerint a legtöbb talaj esetében a nedvesedés sebesség nagyobb jelentőséggel bír, mint a csepphasítás, mivel az aggregátumok hirtelen nedvesítés során bekövetkezhet azok robbanásszerű szétesése. Az öntözővíz minősége fontos paraméter a talaj szerkezeti stabilitásának szempontjából. Az olyan paraméterek, mint a víz elektromos vezetőképessége (EC), a nátrium adszorpciós aránya (SAR) és a pH befolyásolják az agyag fizikai-kémiai diszperzióját (LOCH & FOLEY 1994).

A szervesanyag (SOM-*soil organic matter*) utánpótlás leginkább a makroaggregátumok stabilitásának javítása, vagy megtartása szempontjából fontos. Azonban a szervesanyag utánpótlással kapcsolatos ajánlások megfogalmazása nehéz, mivel a szervesanyag minőség és az aggregátum stabilitásának kapcsolata talajtípusonként nem teljesen tisztázott. A hatékony SOM kezeléshez azonosítani kell a stabilizálásban funkcionálisan résztvevő aktív szervesanyag frakciót. Számos vélemény szerint a biológiailag aktív SOM lehet a kulcs a talajok makroaggregátum stabilitásának növeléséhez (eredményesebb gyakorlat a növényi maradványok bedolgozása, takarónövény-termesztése, szerves trágyák, például trágya, komposzt adagolása, szerves hulladékok kijuttatása) (KAY, 1997). A talajfelszínen hagyott növényi maradványok eloszlatják az esőcseppek energiáját és lassítják a felszíni vízáramlást, valamint fokozzák a beszivárgást, így minimalizálják az aggregátumok szétesését és a felszín tömődését (CASSEL et al., 1995). A különböző növényi maradványok eltérő C/N arányuk miatt különféleképpen járulnak hozzá a stabilitás fokozásához. A talaj víztartalma és a nitrogén

hozzáférhetősége befolyásolja a maradványok bomlási sebességét és a talaj stabilitására gyakorolt hatását (NEFF et al., 2002).

A különböző termesztett növényfajok is különböző módon járulhatnak hozzá a talaj aggregációjához. Például az árpa és lucerna kultúrák után nagyobb stabilitás mérhető, mint kukorica monokultúrában (BALDOCK & KAY, 1987). Ez a különbség főként az eltérő gyökérparaméterek (sűrűség, kiválasztás, mikorrhiza fertőzés mértéke), a bevitt szerves anyagok minősége és mennyisége és/vagy a kapcsolódó mezofaunális és mikrobiális lebontó szervezetek összetételéből fakad (GRAHAM et. al., 1995).

Kémiai talajjavító adalékok

A kémiai talajjavítók többnyire olyan anyagok, amelyek kétértékű kationokat (általában Ca^{2+} iont) szolgáltatnak a kicserélhető Na^+ vagy H^+ helyettesítésére. Általában ezek oldható vagy kevésbé oldható kalcium sók ($\text{CaSO}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, CaCO_3) - vagy savak, amelyek meszes szikes talajok javítása során Ca^{2+} iont szabadítanak fel. A gipsz vagy kalcium-karbonát alkalmazása estében fontos, hogy a javítóanyag egyenletesen kerüljön kijuttatásra a talajfelszínre, ezáltal egységesen növelheti a szerkezeti elemek stabilitását és közvetett hatásként javítja a beszivárgási paramétereket. Hosszú távú megfigyelések eredményei alapján elmondható, hogy a gipsz hozzáadása nem javítja a makroaggregátumok stabilitását, de jelentősen csökkenti az agyag diszperzióját (MORIN & VANWINKEL, 1996; AMÉZKETA, 1999).

Szintetikus talajkondicionálók

Az 1960-as években számos kutatás irányult a szintetikus polimerek talajjavító anyagként való hasznosíthatóságára és eredményességére. Ezek használata úgy történt, hogy a kondicionáló anyagot jellemzően száraz por formájában vitték fel a talajra, majd ezután talajfelszínt megnedvesítették összekeverték (átforgatták), majd megművelték, azért, hogy kívánt méretű aggregátumokat hozzanak létre. Száradás után a képződött aggregátumok nagyon stabilak voltak. Manapság ismét nagyon nagy molekulatömegű anionos poliakrilamidok, vagy kationos poliszacharidok használatával kísérleteznek a talajok aggregátum-stabilitásának növelése céljából (már sokkal precízebb öntözővíz adagolási technika alkalmazása mellett). Felhasználásuk jelentős környezeti, talajvédelmi és öntözési előnyöket is generálhat. A polimerek talajfizikai tulajdonságokra gyakorolt hatása a talajanyag általi adszorpciónak és deszorpciónak a függvénye. Ugyanakkor a szintetikus polimerek nem hatolnak a talaj aggregátumok belsejébe, így az agyagfrakcióval való kölcsönhatásuk minimális, éppen ezért hosszú távú valós szerkezetjavító hatásuk megkérdőjelezhető (SOJKA & LENTZ, 1994; BEN-HUR 2006).

1.5.3. Az aggregátumok stabilitásának vizsgálati lehetőségei

Számos módszer létezik a talajok aggregátum-stabilitásának vizsgálatára, mérésére. A módszerek nagy száma a különböző eredetű degradáló hatást modellező eljárásokkal, valamint a többféle stabilitási skálával, mutatóval, illetve az eltérő módszertan alkalmazásokkal magyarázható (AMÉZKETA, 1999). A talaj aggregátum stabilitásának meghatározási módszerei szimulálják az aggregátumok lebomlásának természetes folyamatát. Az aggregátum szétesésnek LE BISSONNAIS (1996) szerint négy fő folyamat-típusa különíthető el: (1) a hirtelen nedvesítés során az aggregátumokban bezárt levegő aggregátumokat szétrobbantó hatása; (2) a duzzadás és zsugorodás következtében fellépő aggregátum szétesés; (3) a mechanikai hatásra történő aggregátum szétesés; (4) valamint az aggregátumok diszpergálódása fizikai-kémiai, valamint ozmotikus stressz hatására. A mérési módszerek kiválasztása és az eredmények értékelése mindig a mérés céljától függ (ROHOŠKOVÁ & VALLA, 2004). Mint minden más vizsgálat esetében, az aggregátum-stabilitás meghatározásakor is fontos, hogy az alkalmazott módszerek könnyen elvégezhetőek és reprodukálhatóak legyenek. Számos, a vizsgált talajra vonatkozó feltételt is figyelembe kell venniük, továbbá alkalmazhatónak kell lenniük a legtöbb talajtípusra (LE BISSONNAIS, 1996).

A mérések eredményeit, azok összehasonlíthatóságát befolyásolhatják a mintavétel körülményei, a vizsgált minta jellemzői, az adott mintára megválasztott kezelés (pl. vízzel szembeni stabilitás esetén az eltérő előnedvesítési eljárások), vizes közeg esetén az eltérő vízkémiai paraméterek (pl. EC, SAR), a vizes közeg hőmérséklete (BALLENEGGER, 1953; SEKIGUCHI et al., 2021), a különböző mérési módszerek, illetve az eredmény közlésének módja (stabilitási mutatók).

1.5.4. A makroaggregátumok stabilitásának vizsgálati lehetőségei

A makroaggregátumok vizsgálatára számos módszer létezik, az egyszerűbben kivitelezhető és reprodukálható eljárásoktól a bonyolultabb, műszert igénylő módszerekig. A *makroaggregátum-stabilitási* vizsgálatok közül a legegyszerűbbek a vizuális értékelésen alapuló módszerek, mint például a Sekera-féle eljárás (SEKERA & BRUNNER, 1943). A mérési módszerek közül a vizes közegben végzett eljárások, főként a *nedves szítás* (*wet sieving*) vizsgálatok különböző változatait alkalmazzák széleskörűen (YODER, 1936; KEMPER & ROSENAU, 1986; LE BISSONNAIS, 1996). Ennek oka, hogy mezőgazdasági termőterületek többségén a víz romboló hatása a legjelentősebb; az aggregátumok hirtelen, gyors vagy túlzott mértékű nedvesedése nagymértékben szétiszapolhatja a talaj szerkezeti elemeit. Éppen ezért a talajszerkezet minősége elsősorban az aggregátumok vízállóságának függvénye. Előnyük, hogy azonos módszerrel előkészített, azonos mérési körülmények között (szita átmérője, áztatás ideje

és a mozgás amplitúdója) mért minták esetében egymással összehasonlítható aggregátum-stabilitási mutatót kaphatunk. A talajművelés romboló és a szélerózió hatásainak tanulmányozására ritkábban alkalmazott módszer az aggregátumok száraz körülmények közt történő méreteloszlásának meghatározása szitálással (*dry sieving*) (KEMPER & ROSEANU, 1986). Az aggregátumok stabilitását ezen kívül vizsgálhatják még esőztető módszerrel, az esőcsepp erodáló hatásának megállapítására, melyet az aggregátum romboláshoz szükséges kinetikus energia nagysága alapján értékelnek (MCCALLA, 1944; BRUCE-OKINE & LAL, 1975; LAL & SHUKLA, 2004).

A nedves szitálásos módszer a makroaggregátumok stabilitásának vizsgálatára szolgál a víz diszpergáló hatásával szemben (YODER, 1936; KEMPER & KOCH, 1966). A módszer azt a jelenséget veszi alapul, hogy az aggregátumokat kötő anyagok bizonyos hányada vízben mobilizálható, vagy oldható, éppen ezért a talaj nedvesedésével párhuzamosan elmozdulnak vagy kioldódnak, továbbá, hogy más vízben nem oldható anyagok kötőereje a nedvesítés hatására szintén csökkenhet (SIX et al., 2000). A mérések alapja, hogy ismert tömegű, valamilyen módszerrel előnedvesített talajmintát folyamatos vízáramban vagy állandó mennyiségű vízben, eltérő átmérőjű szitákon, vagy csak egy meghatározott lyukátmérőjű szitán átszitálunk, elkülönítve ezzel a különböző mérettartományba sorolható aggregátum frakciókat. A nedves szitálásos módszer előnye, hogy a mérésből nyert adatok közvetlenül a vízálló talaj-aggregátumok százalékos mennyiségét adják meg, mely értékek elviekben azonos módszer esetén egymással is összehasonlíthatók. A mérések végezhetők kézi-, illetve gépi erővel is (DVORACSEK, 1952; SIX et al., 2000).

A nedves szitás mérést először a legtöbb irodalom szerint TYULIN 1928-as tanulmányában említették (DI GLÉRIA et al., 1957; LAL & SHUKLA, 2004). A gépi szitálás módszerét YODER (1936) dolgozta ki elsőként, majd a későbbiek során WILLIAMS és munkatársai (1966) fejlesztették ezt tovább. KEMPER és KOCH (1966) még ugyanebben az évben felismerte a szabványosítás szükségességét, majd innentől kezdve többségében ezen standard módosításait, tökéletesítéseit közltek az újabb aggregátum-stabilitás vizsgálatokról szóló irodalmak.

2. táblázat: A nedves szítás módszerek változatainak összefoglalása
(Labancz et al., 2021. alapján)

Egysztítás/ többsztítás módszer	Szita lyuk- átmérője /frakciók	Előkészített minta	Előnedvesítés időtartama	Diszpergá ló közeg	Merítések száma	Szerzők
		mérete		Diszpergá ló-szer	Időtartama	
		tömege			Amplitúdó	
Több szítás módszer	nem ismert	teljes frakció	gyors nedvesítés	desztillált víz	30 merítés/perc	YODER, 1936
		50 g talaj		-	10 perc A: 3,18 cm	
1 szítás módszer	0,26 mm	1-2 mm	gyors nedvesítés, vákuum alatt	desztillált víz	35 merítés/perc	KEMPER & KOCH (1966)
		-		0,5%-os Na- hexametaf oszfát	5 perc A: 1,3 cm	
1 szítás módszer	0,26 mm	1-2 mm	vákuum nélküli, lassú nedvesítés aeroszol	desztillált víz	35 merítés/perc	KEMPER & ROSENAU (1986)
		4 g légszáraz talaj		Na- hexametaf oszfát /NaOH (pH <7)	3-5 perc A:1,3 cm	
Több szítás módszer	4,752; 1; 0,5; 0,425; 0,3; 0,208; 0,090; 0,053- mm 53 µm alatt	5 mm>	lassú előnedvesítés, atmoszférikus nyomáson VKsz+5%	desztillált víz	50 merítés/perc	ELLIOT (1986) SIX et al., (1999, 2000)
		500 g légszáraz talaj		-	2 perc	
Több lépcsős értékelésen alapuló összehasonlító módszer						
Több szítás módszer	2; 1; 0,5; 0,2; 0,1; 0,05 mm	3-5 mm	1. gyors nedvesítés 2. lassú nedvesítés 3. nincs előnedvesítés		szitasoron történő átmosás	LE BISSONNAIS (1996) ISO 10930 (2012)
		5-10 g 40 C°-on szárított talaj				

A módszerek sokfélesége (2. táblázat) egy idő után felvetette az egységesítés igényét, éppen ezért 2012-ben bevezetésre került a nedves szításlásos módszer nemzetközi szabványa (ISO/ FDIS 10930:2012), ami HÉNNIN és munkatársai által 1958-ban publikált eljárásról alapszik. Ez a szabvány eljárás igen idő-és vegyszerigényes (három típusú előnedvesítés, etanol használat stb.).

A nedves szitálós módszer eredményeinek kifejezése

A nedves-szitálós módszer eredményeit legtöbbször kétféle módon, az aggregátumok mérete alapján, valamilyen módon súlyozva (VAN BAVEL, 1949) vagy vízben stabil aggregátumok százalékában fejezik ki (BARTLOVÁ et al., 2015). Az eredményeket valamilyen egyesített mutatószámmal szokták kifejezni, ilyenek az átlagos súlyozott átmérő (mean weighted diameter - MWD), az átlagos geometriai átmérő (geometric mean diameter - GMD), a vízstabil (vízben stabil) makro-aggregátumok százaléka (water-stable aggregation - WSA), az aggregátum stabilitási index (aggregate stability index - ASI) (NIEWCZAS & WITKOWSKA-WALCZAK, 2003), a normalizált stabilitási index (normali-zed stability index - NSI) (SIX et al., 2004) vagy a teljes talajstabilitási index (whole soil stability index - WSSI) (NICHOLS & TORO, 2011). Márquez és munkatársai 2004-ben publikálták a stabil aggregátumok aránya (SAI) (*stable aggregates index*) és a stabil makroaggregátumok aránya mutatókat (SMaI) (*stable macroaggregates index*).

1.5.5. A mikroaggregátumok stabilitásának vizsgálati lehetőségei

A mikroaggregátum-stabilitás mérésére összpontosító módszerek alapvetően a talaj agyag- és/vagy porméretű részecskéinek számszerűsítésén alapulnak. Ezen mérések esetében a talajban lévő agyag- és/vagy porfrakció diszpergálódásának mértékét vizsgálják, alapul véve azt az elméletet, hogy minél stabilabbak egy adott talaj mikroaggregátumai, annál kevesebb agyag (és/vagy porméretű részecske) diszpergálódik vizes közegben. Ezért a mikroaggregátum-stabilitás vizsgálatok főként az agyag (vagy agyag és por) mérettartományba eső részecskék mennyiségi meghatározására törekszenek, ritkábban mérik a teljes mechanika összetételt.

Míg kezdetben az idő- és munkaigényesebb ülepitéses módszereket alkalmazták a talajok mikroaggregátum-stabilitásának meghatározására (pl. VAGELER, 1932; KACHINSKY, 1965), az 1980-as években elterjedtek a gyorsabb és könnyebben reprodukálható lézerdiffraktometriás módszerek (igaz, hogy ezek mérési eredményei egyelőre még számos értékelésbeli kérdést vetnek fel, éppen ezért az efféle talajfizikai alkalmazások viszonylag ritkák, nem tekinthetők még a rutinvizsgálatok részének) (AMÉZKETA et al., 2003., BIEGANOWSKI et al., 2010). A lézerdiffraktometriás vizsgálatokkal (ellentétben a szitálós módszerekkel) lehetőség nyílik a 250 µm-nél kisebb méretű aggregátumok vizsgálatára is. Az LDM-el történő aggregátum stabilitás vizsgálatok esetében fontos megemlíteni azt is, hogy ezzel az eszközzel lehetőség van arra is, hogy az aggregátumok szétiszapolódásának időbeli dinamikáját vizsgáljuk (BIEAGNOWSKI et al., 2010). Korábban FIELD és MINASNY (1999) kimutatta, hogy az aggregátumok szétesése elsőrendű reakcióként modellezhető (azaz a szétesés sebessége egy adott időpontban egyenlő az adott ponton megmaradó aggregátumok konstans szorzatával).

3. táblázat. Aggregátumstabilitási mérések lézerdiffrakciós mérés technikával a szakirodalomban – készülék típusonként és előkészítő egységenként rendszerezve

Készülék típusa	Előkészítő egység	Vizsgált minta típusa (mintaszám)	Irodalom
B.-Coulter LS 230	-	spanyol talajok (vízgyűjtő) (20)	AMÉZKETA et al., 2003.
	-	USA vályog fizikai féleségű talaj	Fristensky & Grismer, 2009.
		brazil talajok (művelt talajok-korábban erdő, savanyú talajok) (6)	WESTERHOF et al., 1999
B.-Coulter LS 13320	-	Kelet-angliai talajok (vízgyűjtő) (30)	RAWLINS et al., 2013.
Mastersizer 2000	Hydro MU	lengyel erdőtalajok, glejes talajok, csernozjom talajok (3)	BIEGANOWSKI et al., 2010.
	Hydro MU	USA és ausztrál talajminták (7)	MASON et al., 2011.
	-	spanyol talajok (3)	VIRTO et al., 2011.
	Hydro G	lössön képződött barna erdőtalajok (különböző kezeléseket követően)	Jozefaciuk & Czachor, 2014.
	-	USA erdő- és csernozjom talajok; eolikus üledékek	MASON et al., 2016.
Cilas 1180	-	tartamkísérletek talajai (Acrisols)	BORTOLUZZI et al., 2010.
Fritsch Analysette 22	-	orosz csernozjom talaj (10)	SHEIN et al., 2006.

A mikroaggregátum-stabilitás jellemzésére az egyes szerzők különböző mutatókat javasolnak (az eltérően diszpergált talajok agyagtartalmának arányát kifejező diszperziós indexek, a különböző diszpergálási körülmények után mért MÖ eredményekből számított átlagos geometriai átmérők arányából számolt stabilitási indexek (SLATTERY & BURT, 1996; BEUSELNICK et al., 1999, MASON et al., 2011; 2016).) BIEGANOWSKI és munkatársai (2010) a MÖ adatokból számított mediánok (D50) változásának mértékét vizsgálták a szétiszapolás idejének függvényében.

1.5.6. Közvetett vizsgálati módszerek

A talajok szerkezeti állapota (értelmezhető egyfajta stabilitásként is) megállapítható közvetett módon is mérésekkel vagy pedotranszfer függvények segítségével.

Mivel a talaj szerkezete meghatározza a talajok pórusrendszerét, így többek között azt a módot, ahogyan a folyadékok (vagy a levegő) megkötődik vagy áthalad a talajon, így ezen közvetett tulajdonságok ideálisak a talaj szerkezeti állapotának jellemzésére. Mivel a különféle folyadékoknak nem egyforma a dezaggregáló hatása (az apoláros szerves folyadékok vagy a levegő jelentősen kisebb dezaggregáló hatású, mint a víz), napjainkra már számos kutatás zajlott a talajok folyadék-visszatartó, illetve folyadékvezető képességének vízben vagy apoláros folyadék közegben mért értékének összehasonlításával (HILLEL, 1998; RAJKAI et al., 2015; MAKÓ, 2018).

A pedotranszfer függvények prediktív függvények. Segítségükkel a rendelkezésre álló talajinformációkból olyan adatokat lehet előállítani, amelyek elsődleges mért forrásból nem hozzáférhetőek (BOUMA 1989). Bár formálisan 1989-ig nem ismerték fel és nevezték el, a pedotranszfer- típusú függvényeket régóta alkalmazzák a nehezen meghatározható talajtulajdonságok becslésére. A szakirodalomban becslő módszerek állnak rendelkezésre a szerkezeti állapot vagy a degradációs érzékenység értékelésére (CANARACHE et al., 1998; REYNOLDS et al., 2009).

Az egyik legismertebb talajszerkezet állapot becslés az, amikor DEXTER (2004) kutatásai során a talajszerkezet minőségének számszerűsítésére egy indexet (S-index) alkalmazott. Ennek előállítása azon a tényen alapult, hogy a talajszerkezeti viszonyok befolyásolják a pórusméret-eloszlást, ami a talaj víz-visszatartási görbéjével (WRC-water retention curve) írható le. A WRC inflexiós pontjáig leürülő pórusok nagyobb szerkezeti pórusok, míg a fennmaradó rész a texturális pórusoknak felel meg, amelyeket már a talaj mikroszerkezete határoz meg (DEXTER 2004). Bebizonyította, hogy ez a módszer sikerrel alkalmazható a talajgazdálkodási gyakorlatok értékelése során, mivel jól azonosítja azokat a területeket, ahol a talaj fizikai állapota romlásnak indult vagy éppenséggel javult (DEXTER & CZYZ, 2007).

1.5.7. A Random Forest módszer alkalmazása a talajtani kutatásokban

A hagyományos regressziós modellek széles körű alkalmazása mellett a talaj szerkezeti állapotának becslésére az utóbbi időkben igen ígéreteseknek bizonyultak a mesterséges intelligencián alapuló különféle statisztikai módszerek (AZAMATHULLA et al., 2009; BOCCO et al., 2010; JAKAB et al., 2019). A regressziós megközelítéseket világszerte széles körben használják a pedotranszfer függvények fejlesztésére- különös tekintettel a nehéz és/ vagy időigényes mérések helyettesítésére (hidraulikus vezetőképesség, foszfor, nitrogén- és a közelmúltban néhány kísérlet történt gépi tanulási módszerekkel is (pl. mesterséges neurális hálózatok (ANN), k-legközelebbi szomszéd (KNN) és véletlenszerű erdő (Random Forest: RF)) (VALADARES et al., 2017). A fent említett módszerek használatának talajtani vonatkozásai

tudománytörténi szempontból nagyon frissek (pár évtizedes léptékben mérhetők). És ezen belül is viszonylag kisebb számú tanulmány készült annak felmérésére, hogy a regressziós vagy gépi tanulási módszerek -különösen a kutatásom során alkalmazott Random Forest analízis- miként alkalmazhatók egyes talajtulajdonságok becslése szempontjából. A közelmúltban sikerrel alkalmazták a Random Forest analízist talajképző közet, szervesanyag-tartalom és talajtípusok becslésére (STUM et al. 2010; WIESMEIER et al. 2011; HEUNG et al. 2014; LÁNG et al. 2016). Azonban csak csekély számú tanulmány készült annak felmérésére, hogy a Random Forest analízis mennyire használható a talajok aggregátum- stabilitásának előrejelzésére (MELO et al. 2018).

A Random Forest módszer előnye, hogy mind a függő, mind a független változók mérési skálája bármely típusú lehet (folytonos, ordinális, nominális) és azok eloszlása sem kötött feltételekhez. A módszerrel mind a lineáris, mind a nem lineáris összefüggések is feltárhatók

A Random Forest egy predikciós gépi tanulási módszer, amely segítségével előrejelzést és klasszifikációt tudunk végrehajtani az előrejelző (predictor) változók alapján a célváltozóra. A modell a döntési fák módszerét veszi alapul, bemenete (egy attribútum halmaz $X = \{X_1, X_2, \dots, X_n\}$ kategorikus vagy numerikus változók) a benne található döntési fák bemenete lesz. A véletlen erdők módszere több (akár több száz vagy ezer) független döntési fát kombinál. A döntési fák tanító adatkészlete a referencia adatok függetlenül, véletlenszerűen kiválasztott részéből (bootstrap sample) származik. A kimaradó pontokat (out of bag sample) a modell egy adott döntésifa validálására használja. Minden vágási pontnál a változóknak csak egy véletlenszerűen kiválasztott része vesz részt, és a fa építésénél a legerősebb változókat használja. Számos gyenge, független fa növesztésével felismerhetők olyan mintázatok az adatokban, amelyek néhány erős fa építésénél rejtve maradnának (STUM et al. 2010).

A döntési fák külön-külön adnak egy eredményt, majd többségi szavazás segítségével (vagy ettől eltérő függvény használatával) megkapjuk a végső eredményt (kimenete vagy egy osztály vagy egy numerikus adat). A modell illesztése közben megkapjuk a változók fontossági értékeit is, klasszifikációs probléma esetén azt is, hogy az egyes osztályokba kerülést mely változók befolyásolták a legjobban (JAMES et al., 2013).

2. Anyag és módszer

A vizsgálatokba kétféle talajadatbázist vontam be. Az előkísérletekhez használt mintákat a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0003 számú kutatás talajfelvételezése szolgáltatta („KESZTHELY” adatbázis). Az aggregátum-stabilitás vizsgálatok alapja egy új hazai talajszerkezeti adatbázis, a „HunSSD (Hungarian Soil Structure Database)”, mely a K119475 számú NKFIH pályázathoz kapcsolódó talajfelvételezések vizsgált mintáinak adatait tartalmazza.

2.1. A lézerdiffraktometriás előkísérleti vizsgálatokba bevont talajok jellemzés

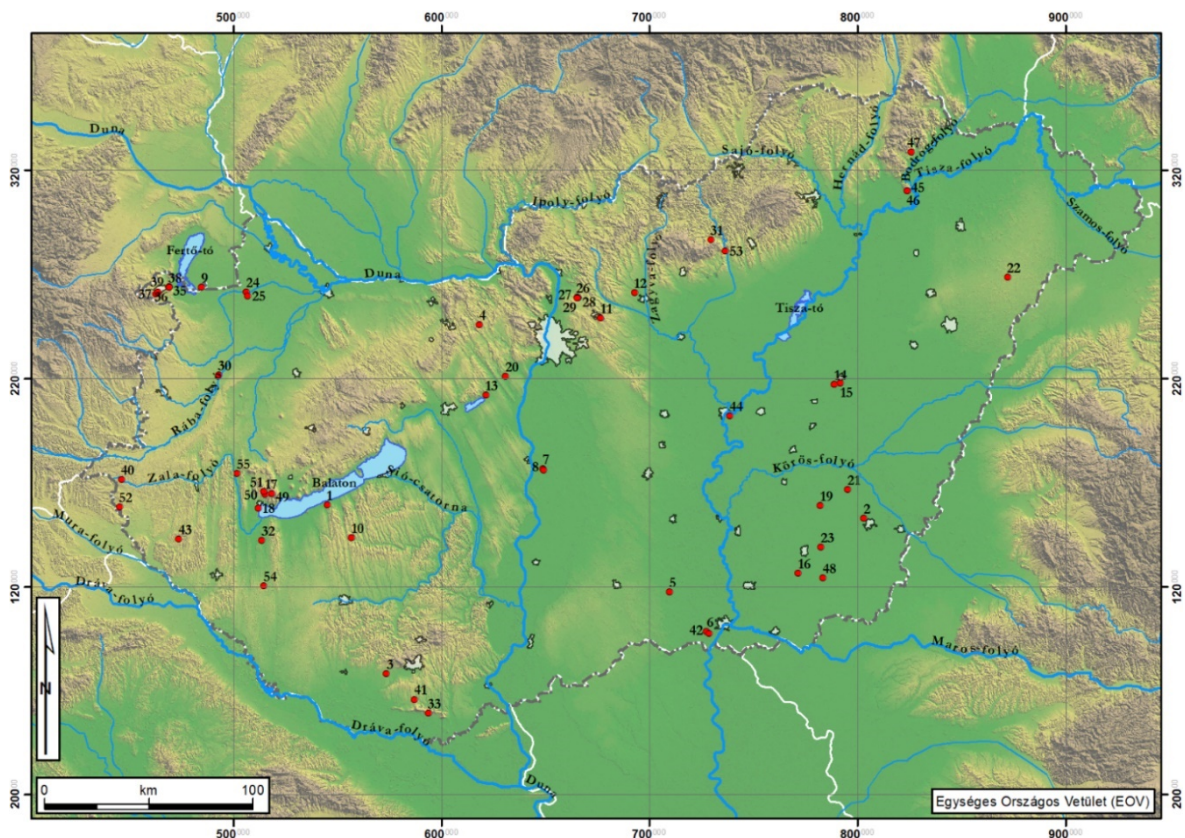
A lézerdiffraktometriás előkísérletbe a „KESZTHELY” adatbázis nyolc talajmintáját (3. táblázat) vontam be. A minták fizikai, kémiai és ásványtani tulajdonságaikban különböztek, és reprezentatívak voltak a legfontosabb hazai talajtípusok genetikai szintjére nézve, így a lézerdiffraktometriás szemcseanalízis egyfajta módszertani tesztelése szempontjából ideális mintasereget szolgáltatottak.

4.táblázat. A vizsgálatba bevont talajok fontosabb fizikai és kémiai jellemzői										
Minta kódja	Talajtípus besorolása, származási hely	A genetikai szint jele, mélysége (cm)	Agyag + Fe- oxihidrátok (%)	por (%) (0.002-0.05 mm)	homok (%) (>0.05 mm)	humusz (%)	CaCO ₃ (%)	CEC (mgeé/100 g)	Kicserélhető Na ⁺ (mgeé/100 g)	MaAS (%)
			Mechanikai összetétel (ISO 11277:2009(E))							
M1	Réti szolonyec, <i>Karcag</i>	B 5-30	51,09	45,90	0,88	2,00	0,13	40.85	20,63	20,84
M2	Ramann-féle barna erdőtálaj, <i>Keszthely</i>	A 0-30	21,09	33,13	44,28	1,45	0,05	11.84	0,14	53,40
M3	Ramann-féle barna erdőtálaj, <i>Keszthely</i>	B 30-50	22,90	33,87	42,29	0,93	0,00	12.38	0,13	38,47
M4	Agyagbemosódásos barna erdőtálaj, <i>Várvölgy</i>	A 0-20	15,27	29,35	54,05	1,33	0,00	10.36	0,12	87,57
M5	Agyagbemosódásos barna erdőtálaj, <i>Várvölgy</i>	B 20-50	22,30	26,56	50,49	0,65	0,00	12.78	0,15	38,38
M6	Pszudoglejes barna erdőtálaj, <i>Magyarszombatfa</i>	B 20-50	38,96	25,93	34,61	0,49	0,00	16.78	0,17	44,41
M7	Mészlepedékes csernozjom, <i>Kápolnásnyék</i>	A 0-30	27,60	51,68	7,50	3,70	9,52	30,25	0,25	64,56
M8	Nem karbonátos réti talaj, <i>Kisújszállás</i>	A 0-30	53,88	41,19	1,05	3,89	0,00	35,69	0,29	59,14

A légszáraz, 2 mm-es szitán átrostált talajminták alapvizsgálatát (pH (H₂O), CaCO₃ (%), humusz (%)) a hazai talajvizsgálati módszertan szerint, Keszthelyen a Pannon Egyetem Georgikon Karának Talajtani Tanszéken végezték el 2018-ban (BARNÁ et al., 2015) A báziscsere vizsgálatokat és a humusztartalmat szintén Buzás (1988) alapján mérték. A mechanikai összetétel nemzetközi (ISO 11277:2009(E)) szabvány szerint (az aggregátumok teljes roncsolásával) határozták meg Keszthelyen a Pannon Egyetem Georgikon Karának Talajtani Tanszékén, a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0003 számú pályázat kapcsán alakult munkacsoport tevékenységéhez köthetően. A makroaggregátum-stabilitási méréseket (MaAS (%)) Eijkelkamp nedves szítás készülékkel végeztük KEMPER & KOCH (1966) módszere alapján.

2.2. Az aggregátum-stabilitási vizsgálatokba bevont talajok jellemzése

A vizsgálatokba bevont minták a K119475 sz. NKFIH pályázat támogatásával, az e célból megalakult kutatócsoport által közösen feltárt 55 talajszelvényből (1. táblázat- 2.melléklet) származtak (Magyar Talajszerkezeti Adatbázis: HunSSD). E kutatócsoport munkájában - PhD ösztöndíjam ideje alatt - én is tevékeny részt vállalhattam. A mintavételezési helyszínek kiválasztásánál fő szempont volt, hogy a nagyobb talajadatbázisokban (AIIR, MARTHA) szereplő főtípusok részarányuknak megfelelő létszámban legyenek feltárva (a tervezett 50-60 szelvényfeltárás keretein belül), valamint ezek az ország teljes területén nagyjából egyenletes eloszlásban forduljanak elő (2. ábra).



2. ábra. A feltárt talajszelvények helyszínei (áttekintő térkép)
(HUN-REN ATK Talajtani Intézet, Kocsis M. szerk. 2021.)

A talajszelvények feltárása 2017-2019 közötti időszakban zajlott. A helyszínek kiválasztása előtt részletesen tanulmányoztuk a területek talajtani, geológiai és domborzati viszonyait. Ehhez Magyarország kistájainak kataszterét (DÖVÉNYI, 2010) és különböző térinformatikai szoftvereket használtunk fel.

A lehetőség szerint általában legalább 150 cm mély talajszelvényeket tártunk fel (kivételt képeztek azok az esetek, amikor felszín közeli talajvíz vagy talajképző kőzet akadályozta a szelvényfeltárást). A talajszelvények leírása során kiemelt fontosságot kaptak a morfológiai bélyegek, ezek közül is elsősorban a morfológiai talajszerkezet (erről külön fotósorozatot is készítettünk szelvényenként). A talajokat osztályoztuk a hazai genetikus talajosztályozás és a WRB nemzetközi talajosztályozás szerint egyaránt. A szelvényleírások után (a későbbi hidrofizikai vizsgálatokhoz) genetikai szintenként bolygatatlan talajmintákat gyűjtöttünk, illetve a tervezett nagyszámú egyéb talajvizsgálathoz és egy talajarchívum létrehozása céljából a megszokottnál nagyobb mennyiségű bolygatott talajminta is begyűjtésre került.

2.2.1. A vizsgált minták talajtulajdonságainak jellemzői

A talajminták alapvizsgálatait a HUN-REN ATK Talajtani Intézetében, a hazai szabványos talajvizsgálati módszertan szerint végezték el (MSZ-08.0206-2-78; BUZÁS, 1988; 1993), az alapvizsgálatok eredményeit a 5. táblázatban foglaltam össze. A pH-t és a vezetőképességet (EC) 1:2,5 arányú talaj: víz szuszpenzióból határozták meg. A CaCO_3 -tartalmat Scheibler-módszerrel (híg sósavas eljárás), a humusztartalmat (H%) Tyurin-módszerrel (krómsavas-oxidációval) állapították meg. A báziscsere vizsgálatok a velencei NÉBIH ÉLI Növény- és Talajvédelmi Nemzeti Referencia Laboratóriumban történtek. A kicserélhető kalcium, magnézium, nátrium és kálium ionok mennyiségét ICP-vel mérték. A T-értéket módosított Mehlich módszerrel, BaCl_2 -dal határozták meg. A humuszminőség vizsgálatokat a HUN-REN ATK Talajtani Kutató Intézetében végezték HARGITAI módszere (1988) alapján. A minták C/N arányának meghatározását a Pannon Egyetem Georgikon Kar Növénytermesztési és Földhasználati Tanszékén végezték, Keszthelyen (jelenleg MATE). A talajok mechanikai összetételét lézerdiffraktometriás módszerrel állapítottam meg (BIEGANOWSKI et al., 2018), melynek módszertanát a későbbiekben ismertetem.

5. táblázat: A vizsgálatok céljára kiválasztott HunSSD adatbázis talajainak főbb jellemzői

	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
pH (H_2O)	7,52	1,19	4,15	9,88
CaCO_3 (%)	7,51	11,16	0,00	53,10
EC (μS)	326,35	502,88	22,00	5160,00
Humusz (%)	2,06	2,25	0,10	21,80
Szervesanyag vizsgálatok eredményei				
Hargitai Q	20,53	33,51	0,13	177,25
Hargitai K	7,57	11,46	0,05	64,39
C/N	9,12	1,80	5,26	20,06
Báziscsere vizsgálatok eredményei				
Kicserélhető Ca ($\text{mmol} \cdot 100\text{g}^{-1}$)	19,81	10,50	0,50	57,50
Kicserélhető Mg ($\text{mmol} \cdot 100\text{g}^{-1}$)	4,19	2,56	0,05	12,85
Kicserélhető Na ($\text{mmol} \cdot 100\text{g}^{-1}$)	0,79	2,03	0,05	11,60

Kicserélhető K				
(mmol*100g ⁻¹)	0,55	0,56	0,05	2,62
S-érték (mmol*100g ⁻¹)	25,31	11,71	0,65	66,51
T-érték (mmol*100g ⁻¹)	27,96	10,94	3,08	73,10
T-S érték (mmol*100g ⁻¹)	2,73	2,54	0,00	17,34
Na (S%)	5,77	16,08	0,11	86,50
Ca (S%)	74,06	17,77	12,90	96,87
Mg (S%)	18,42	11,88	0,33	82,80
K (S%)	2,56	2,83	0,14	15,70

Mechanikai összetétel vizsgálatok eredményei

agyag (%) (LDM)	30,30	8,68	3,40	47,89
por (%) (LDM)	49,71	6,36	19,36	61,61
homok% (LDM)	20,00	11,30	3,92	71,62

2.3. Vizsgálati módszerek

2.3.1. Az MÖ mérések vizsgálati módszerei

A pipettás mechanikai összetétel mérési módszere ISO 11277:2009 szabvány szerint

Az ISO 11277:2009 szabvány (továbbiakban ISO) esetében a 2 mm-nél nagyobb elemek eltávolítása után a következő lépés az aggregátumokat összeragasztó humuszanyagok, karbonátok és a vas(oxi)hidroxidok eltávolítása volt. Az ISO szabvány a humuszanyagok eltávolítására 30%-os hidrogén-peroxid oldatot írt elő. A karbonátok eltávolítására 0,1 M sósavat javasolt. A talajrészecskéket összetapasztó vas-(oxi)hidroxidok eltávolítására az ISO módszer opcionálisan Na-ditionit hozzáadását javasolják Na-citrát–Na-bikarbonát puffer közegben. A jobb összehasonlíthatóság kedvéért a teljes mintaanyagon elvégeztük mindhárom ragasztóanyag eltávolítását a javasolt módszertan szerint. Az alkalmazott reagensek mennyiségét minden kezelés esetén – az ISO szabványnak megfelelően – a humusz-, a mész- és a vas-(oxi)hidroxid tartalomhoz igazítottuk.

Az ISO módszer értelmében a 0,05 mm feletti teljes homokfrakciót szitálással választottuk le. A fennmaradó frakció vizsgálata során, a pipettázási mélység megállapításához az ISO módszer a talajok átlagsűrűségét (2,65 g cm⁻³) veszi alapul. A méréseket az ISO szabvány szerinti mechanikai összetétel meghatározások esetén is szobahőmérsékleten végeztük (23°C±1°C), hőmérsékleti korrekciót alkalmazva.

Az eredmények közlése során a mérés kezdetekor bemért talaj mennyisége és a mért agyag-, por- és homokfrakció, valamint az alapvizsgálatokból származó humusz- és mésztartalom összes mennyisége közti különbséget „előkészítési veszteségként” határoztuk meg (az a kioldott vagy a centrifugálás után kolloidális formában lebegő állapotban maradt talajásvány mennyiség, mely az előkészítések során elöntésre került). Ezt a talajmennyiséget egyezményesen az agyagfrakció részeként értelmeztük és korrekcióként hozzáadtuk a ténylegesen mért agyagtartalomhoz. A vizsgált talajok agyag-, por- és homoktartalmát a diszpergált (humuszt és meszet már nem tartalmazó) talaj százalékában fejeztük ki. Az ISO módszer 0,05 mm-es por/homok mérethatárral számol.

A kísérletekhez alkalmazott lézerdiffraktometriás mechanikai összetétel vizsgálati módszer

A lézerdiffraktometriás MÖ vizsgálatokat Malvern Mastersizer 3000 típusú készülékkel végeztem. Mind az előkísérletek, mind a szerkezetes adatbázis vizsgálata során azonos mérési módszert alkalmaztam. A fent megnevezet Malvern gyártmányú készülék detektálási tartománya 10 nm és 3500 μm között van. A készülékhez Hydro LV típusú automata nedves előkészítő egységet csatlakoztattunk (3. ábra). A keverési sebesség a lengyel módszer szerint (BIEGANOWSKI et al., 2018), de a Mastersizer 3000-es készülékhez adaptálva, saját mérési tapasztalatok alapján 2750 rpm volt. Az ultrahang teljesítménye 40W maximum (frekvencia: 40 kHz (névleges)), mely 100 % teljesítménnyel üzemelt; 240 sec időtartamban történt az ultrahangozás. Az előkészítő egység térfogata 600 cm^3 , a mérések során a tartály a „level sensor” beállítása alapján 100 %-os térfogat kihasználással működött. A méréseket megelőzően, minden egyes vizsgálatnál légmentesítés („degassing”) történt.

A diszpergáló egységbe adagolt talajminták tömege 0,5–1 g közt változott a talaj fizikai félesége szerint (a nagyobb agyagtartalmú talajmintáknál már viszonylag kisebb mintamennyiség hatására is jelentősen emelkedhet a szuszpenzió fénygyengítési mutatója). A fénygyengítési mutató a mérések során ezen készülék esetében (Mastersizer 3000) 5-20 % között mozgott a beállítási javaslatoknak megfelelően. A mérések esetén a vizsgált légszáraz mintákhoz diszpergálószerként 2 cm^3 Calgon-oldatot (ISO 11277:2009(E) szabvány szerint készített 33 g Na-hexametafoszfát és 7 g vízmentes Na-karbonát keveréke L^{-1}) csepegtettem, majd üvegbottal óraüvegen finoman elkevertem, ezt követően az előkészítő egységbe további 25 cm^3 Calgon oldatot adagoltam. Minden mérés 5 percig 5 rekord felvételével, minimálisan 3 új bemérésből származó ismételtsben zajlott. A detektorok által mért lézerefény intenzitás adatokat a Mie elmélet alapján konvertáltam MÖ eredményekké, melyhez az alábbi beállításokat alkalmaztam: abszorpciós index (AI) = 0,1; a szilárd fázis törésmutatója (RI) = 1,52 és a víz törésmutatója (RI) = 1,33. Az agyag- (<7 μm), por- (7-50 μm), homokfrakció (>50 μm) mérethatára a hazai talajokon végzett korábbi kutatások eredményei alapján (MAKÓ et al.,

2019) került megállapításra. Az agyagfrakció mérethatár módosításának oka, hogy szakirodalmi tapasztalatok szerint az agyagrészeszkék lemezes formája jelentős különbségeket indukál a pipettás és lézeres mérések között (KONERT & VANDENBERGHE, 1997). Lin-féle konkordancia korrelációs együtthatók vizsgálata alapján különböző mintaállomány végzett kísérletek eredményeképpen FISHER és munkatársai (2017) 9 μm mérethatáron-, QIU és munkatársai (2021) 4-6 μm között, míg hazai talajaink vizsgálata esetén 7 μm -nél állapítottuk meg a pipettás mérésekkel legjobb egyezést mutató agyag-porfrakció mérethatárt (MAKÓ et al. 2019).



3. ábra. A Mastersizer 3000 készülék a Hydro LV előkészítő egységgel üzemeltetve (HUN- REN TAKI, saját felvétel)

Előkísérletek a különböző vizes közegek hatásának tanulmányozására

A lézerdiffraktometriás előkísérletek kapcsán a KESZTHELY adatbázis nyolc, különböző tulajdonságú talajmintáját vizsgálva tanulmányoztam különböző vizes közegek hatását a mért szemeloszlási görbék, a számított agyagtartalom, valamint az MÖ-ből megállapított fizikai féleség kategóriák összehasonlítása alapján. Ennek során a Mastersizer 3000 Hydro LV előkészítő egységébe töltött vizes mérési közegek a következők voltak: desztillált víz (DV), nagy tisztaságú, kereskedelmi forgalomban kapható ioncseréltvíz (IV), csapvíz (CSV) (6 táblázat). Az LDM MÖ méréseket különböző kombinációkban (egyfajta mátrix szerint) végeztem MAKÓ, et al. (2017) és POLAKOWSKI, et al. (2021) tanulmányai alapján, három leggyakoribb fő változó bevonásával: vizes közeg típusa, fizikai és/vagy kémiai diszperzió (előkezelésként). Ezek alapján négy kezelési típussal dolgoztam: kezelés nélkül (K1); csak Calgon (K2) vagy csak ultrahang (K3) és ezek kombinációja (K4), ahol ultrahangot is alkalmaztam és Calgon-oldatot is adtam hozzá.

6. táblázat: Az LDM mérés során használt különböző vizes közegek tulajdonságai

Vizes közeg	pH	EC ($\mu\text{S/cm}$)	Na ⁺ ppm	K ⁺ ppm	Ca ²⁺ ppm	Mg ²⁺ ppm	Összes keménység mg/l CaO
DV	6.4	2.2	0	0	0	0	0
IV	6.1	1.5	0	0	0	0	0
CSV	7.7	530	26	2,6	67	17	136

A talajminták előkészítése a hagyományos módon történt: légszáraz, darált, 2 mm-es szitán átrostált, makroszkopikus növényi maradványoktól mentesített talajmintákkal dolgoztam.

Mivel ezt a vizsgálatot a későbbi, nagy mintaszámú adatbázisba tartozó (aggregátumstabilitást vizsgáló) mérések lézerdiffraktometriás módszertani előkísérleteként végeztem, így célom az volt, hogy e vizsgálatok alapján olyan mérési közeget válasszak és alkalmazzak a későbbiek során, ami

- kellően diszpergálja a mintákat és felszabadítja az aggregátumokban kötött agyagfrakciót is,
- a 3-5 ismétlésszám esetén a legkisebb szórással határozza meg a mechanikai összetételt,
- valamint megfelelően automatizálható annyira, hogy nagy mennyiségű mintát több ismételtsben is gazdaságosan és időhatékonyan lehessen vizsgálni.

A mérési eredmények feldolgozása és értékelése három módszer alapján történt: szemeloszlási görbék vizsgálatával, az mechanikai összetétel eredmények (boxplot analízis) és a fizikai féleség besorolások (USDA 12 kategóriás háromszögdiagramok) alakulásának összehasonlításával az alkalmazott vizes közegek és az egyes kezelések függvényében. A szemeloszlási görbék illeszkedésének vizsgálatából következtetni lehet az ismétlések közötti szórás mértékére, valamint a görbék lefutásának szemrevételezése során az egyes kémiai csapadékok, esetleges műtermékek, buborékok képződésére. Ehhez a Malvern Mastersizer 3000 készülék saját elemző szoftverét használtam (v4.10).

Az MÖ eredmények összehasonlításával lehet tapasztalataink szerint leginkább megállapítani a mérési módszerek eredményességét, különösen az agyagfrakció aggregátumokból történő felszabadulásának mértékéből következtethetünk a tartós diszpergálás sikerességére (MAKÓ et al., 2002). GLM egyváltozós elemzést (UNIANOVA) végeztünk a vizsgált tényezők (vizes közeg minősége, előkezelések, talajváltozók) együttes hatásának tesztelésére az LDM-mel mért agyag-, iszap- és homoktartalomra. Az adatcsoportok agyag-, por-, homoktartalmának összehasonlítására One-Way ANOVA-t (Duncan-teszt vagy Tamhane-teszt a variancia homogenitásától függően) és Boxplot-analízist végeztünk (IBM SPSS Statistics 20 szoftver).

Végezetül a különböző vizes közegekben meghatározott, MÖ eredményeket az USDA 12 kategóriás textúra-háromszögdiagramokon megjelenítve a fizikai féleség besorolásokat összehasonlítottam egymással, valamint az ISO 11277:2009 szabványszerinti pipettás módszerelmeghatározott MÖ eredményekkel is. A háromszög diagramok az OriginPro Version 2021. OriginLab statisztikai szoftverrel készültek.

2.3.2. Az aggregátum-stabilitási vizsgálatok módszerei

Makroaggregátum-stabilitás meghatározása nedves szítás készülékkel

A nedves szítálos vizsgálatokat az ATK Talajtani Intézet Talajfizikai laboratóriumában az K119475 sz. NKFIH pályázat (OTKA) kutatócsoportjában végeztük. A vizsgálatokhoz Eijkelkamp egyszítás készüléket alkalmaztunk (Wet sieving method set, gyártmánykód: 08.13) (4. ábra). A készülék 8 db szitát tartalmaz, 250 µm-es lyukátmérővel.



4. ábra. A makroaggregátum-stabilitás meghatározására használt egyszítás Eijkelkamp- nedvesszita készülék

A vizsgálat légszáraz állapotú, darált, növényi maradványoktól mentesített, 2 mm-es szitán átrostált talajmintákkal történt. Ezt követte KEMPER & ROSENAU (1986) módszere alapján, hogy az átrostált mintákat 1-2 mm közötti méretre szitáltuk. Az eredeti Eijkelkamp ajánlásoknak megfelelően minden esetben 4 g minta került bemérésre, majd ezek maradék nélkül átkerültek a szitákra. A méréseket minden esetben nyolc ismétlésben végeztük. Az előnedvesítés az eredeti módszer ajánlásától eltérően - korábbi mérési tapasztalatokra és irodalmi közlésekre alapozva - kapilláris úton, lassan történt (5. ábra). Ennek oka, hogy az aggregátumok az eredeti módszertani leírásban közölt direkt gyors nedvesítés során a bennük található levegő miatt, a nyomáskülönbség hatására szétrobbanhatnak. Így azok szétesése nem közvetlen a szimulált

vízhatásnak, hanem a hirtelen túl gyors nedvesítés hatására bekövetkező robbanásnak lenne köszönhető. Ezt küszöböli ki a lassú nedvesítés (BARNA et al., 2017).

Az előnedvesítésre a legalkalmasabbnak az a módszer bizonyult, amikor a bemért légszáraz talajmintát a készülékhez használt 250 µm-es szitákra helyeztük, majd a szitákat egy Petri csészébe dupla szűrőpapírra tettük. Ezt követően a mintákat a szűrőpapírokon keresztül, kapilláris úton lassan (5 perc alatt) előnedvesítettük.



5. ábra. A minták előnedvesítése kapilláris úton, dupla szűrőpapírral

Ezután az előnedvesített talajmintákat tartalmazó szitácskákat a készülékbe helyeztük, belemerítettük a készülék desztillált vizet tartalmazó edényeibe (minden szitácskához saját edény tartozik), majd a készülék a bekapcsolás után 3 percig, percenként 34-szer, 1,3 cm-es emelési magassággal fel-le emelte a szitákat a folyadékban. A 3 perc eltelte és rövid lecsepegési idő után a minták alatt kicseréltük az edénykéket. Az új edényekbe Na-pirofoszfát diszpergáló oldatot öntöttünk (koncentrációja: 2 g L^{-1}), belemerítettük a mintákat tartalmazó szitácskákat, majd folytattuk a minták szétiszapolását az előzőekben ismertetettek szerint, ezúttal 8 percig. Ezután a még diszpergálatlan talajaggregátumokat gumi-keverőbottal a szitán óvatosan átnyomkodtuk, majd a Na-pirofoszfátot tartalmazó edénybe mostuk. Így a diszpergálás után a szitákon már csak a 0,25 mm-nél nagyobb elemi szemcsék, illetve a különféle szerves maradványok maradtak. Mind a desztillált vizet, mind pedig a diszpergáló oldatot tartalmazó gyűjtőedény tartalmát főzőpohárba mostuk át maradékmentesen, majd elektromos főzőlapon bepároltuk, 105°C -on szárítószekrényben kiszárítottuk, majd megmértük a tömegüket. A talajminták stabil makroaggregátumainak arányát (MaAS (%)) az alábbi egyenlet alapján számítottuk ki:

$$MaAs (\%) = \frac{fd}{fnd + fd} * 100 \quad (1)$$

ahol: *fnd* a desztillált vizet tartalmazó edény (vízben nem stabil aggregátumok), *fd* pedig a diszpergáló oldatot tartalmazó edény (vízben stabil aggregátumok) bepárlási maradéka.

Mikroaggregátum-stabilitási értékek meghatározása LDM készülékkel

A mikroaggregátum stabilitás meghatározásához a hagyományos módon talajfizikai vizsgálatokra előkészített - 2 mm-es szitán átszitált, makroszkopikus növényi maradványoktól mentesített - talajmintákkal dolgoztunk.

A talajok mikroaggregátum-stabilitását (MiAS (%)) – a szakirodalomból ismert, pipettás mérésekre alapozott – Vageler-féle struktúrfaktor (VAGELER, 1932) mintájára számoltam, a diszpergált és nem diszpergált lézerdiffraktometriás készülékkel meghatározott agyagfrakciók arányából (HOREL et al. 2019).

$$MiAS (\%) = \frac{cd - cnd}{cd} * 100 \quad (2)$$

ahol: *cd* a diszpergált agyag frakció, *cnd* a nem diszpergált agyagfrakció.

A mikroaggregátum stabilitás meghatározásához szükséges méréseket (hasonlóan a MÖ vizsgálatokhoz) Mastersizer 3000 típusú, Hydro LV előkészítő egységgel ellátott lézerdiffraktometriás készülékkel végeztem. Az előkészítő egységbe ioncserélt vizet töltöttünk (pH: 7,9; EC (μS/cm): 564). Megegyezően a LDM MÖ vizsgálatokkal, a detektor által mért lézerfény intenzitási adatokat szintén a Mie-elmélet alkalmazásával konvertáltam mechanikai összetétel eredményekké. Az automatikus számítás elvégzéséhez az alapvető előkezelések és beállítások maradéktalanul megegyeztek a mechanikai összetétel meghatározás méréseknél használtakkal.

A *diszpergált frakció* MÖ meghatározását a Mastersizer 3000, Hydro LV lézerdiffraktometriás készüléken korábban már ismertetett MÖ meghatározási módszerrel (BIEGANOWSKI et al., 2018) végeztem, ultrahang és Calgon-oldat diszpergálószer adagolása mellett. A *nem diszpergált frakció* MÖ meghatározását ultrahang használata, valamint kémiai diszpergálás (Calgon-oldat adagolása) nélkül végeztem. A mérés időtartama a nem diszpergált frakció MÖ analízise során megközelítőleg 30 perc volt ismétlésenként, ezalatt 30 rekord (szemcseméret eloszlási görbe) felvétele történt. Minden minta esetében itt is minimálisan 3 ismétléssel dolgoztam. Ugyan a

keverés, áramoltatás is egyfajta mechanikai diszpergálásnak tekinthető, azonban ez lézerdiffrakciós módszer sajátosságából adódóan velejáró folyamat, nem kizárható, így mind a diszpergált, mind a nem diszpergált frakció vizsgálata során a keverési sebesség végig azonos és állandó, 2750 rpm volt.

A Vageler-féle sturktúrfaktor alapján történő MiAS (%) kiszámításához, mind a diszpergált, mind a nem diszpergált frakciók agyagtartalmát 7 µm-es felső határral válogattam le, korábbi lézerdiffraktometriás módszertani tapasztalataink alapján (MAKÓ, 2018). A számításhoz a diszpergált MÖ görbékkel való jobb összehasonlíthatóság miatt, a diszpergálás nélkül kapott MÖ görbék közül a 240 másodperchez legközelebb eső időpontban mért adatokat használtam.

2.3.3. Az aggregátum-stabilitást becslő modellek kidolgozásának fázisai

A vizsgálatba vont talajok vízzel szembeni aggregátum-stabilitását potenciálisan befolyásoló különböző talajtulajdonságokat és a makro- (MaAS (%)), valamint mikroaggregátum-stabilitás (MiAS (%)) eredményeket, az adatok rendezése, szűrése, leválogatása után (Excel és SPSS szoftverek használatával) adatbázisba rendeztem.

A becslő modellek kidolgozását megelőzte egy Pearson-féle korreláción alapuló elemzés. Ez feltárja a változópárok közötti kapcsolatot - a HUN-SSD adatbázis aggregátum-stabilitás eredményei és különböző talajtulajdonságokat leíró változók között. Minden változó között kiszámításra került a lineáris korrelációs együttható értéke, amiket mátrixba rendezve korrelációs mátrixként jelenítettem meg. Egyúttal elvégzésre került a korrelációs együtthatók szignifikanciájának vizsgálata is. A korrelációs kapcsolat értékelése kapcsán fontos figyelembe venni, hogy két változó között a korreláció irányától függetlenül nem mindig áll fenn egyértelmű ok-okozati kapcsolat. Két változó közötti kapcsolat erősségének megítélése egyszerűsített módon Guilford (1950) módszere szerint történt (7. táblázat).

7. táblázat: A korrelációs kapcsolat erősségének értékelése Guilford (1950) alapján

Korrelációs koefficiens	Kapcsolat erőssége
0-0,2	Gyenge, szinte elhanyagolható kapcsolat
0,2-0,4	Biztos, de gyenge kapcsolat
0,4-0,7	Közepes korreláció, jelentős kapcsolat
0,7-0,9	Magas korreláció, markáns kapcsolat
0,9-1	Nagyon magas korreláció, erős függő kapcsolat

A Random Forest becselő modellek számítása

A becselő modellek megalkotásához Random Forest („véletlen erdő”) statisztikai módszert használtam (WRIGHT & ZIEGLER, 2017), R szoftver (R Core Team, 2021) segítségével. Az elemzés során az algoritmus segítségével megállapítottam, hogy milyen összefüggés van a mért (valós), illetve a becsült MaAS (%), illetve MiAS (%) eredmények között attól függően, hogy bemeneti adatként milyen talajtulajdonságokat (független változók) vesz alapul a modell számítása. Ugyanígy megállapításra került, hogy egy adott becselő modell esetében mely talajtulajdonságok (független változók) azok, melyek meghatározóak a stabilitás kialakítása szempontjából.

A Random Forest vizsgálatokat a hazai talajtulajdonságokat reprezentáló 55 feltárt talajszelvény 258 mintázott genetikai szintből mintázott talajminta vizsgálatából álló adatbázis attribútum halmazain végeztem el. Minden modell illesztésekor 500 döntési fa készült, a modellek megbízhatósága szempontjából becsült értékek ezen döntési fák átlagaiból képződtek. Az egyes modellek létrehozása során indokolt esetekben egy rekurzív jellemző kiválasztást (recursive feature selection) is végeztem, melyet megelőzően a nem normál eloszlású adatsorokat (Na-(S%), EC, CaCO₃ %, humusz %, Hargitai humuszminőség Q és K értékei) normalizáltam (ln log transzformáció). Ez a szelekciós módszer számos esetben javította a modellek becslési pontosságát. A „recursive feature selection” egy iteratív algoritmus, amely szisztematikusan eltávolítja a kevésbé fontos jellemzőket az adatkészletből, végső soron javítva a modell teljesítményét, csökkentve ezzel a túlillesztést esélyét. A jellemzőket fontosság szerint rangsorolja, eltávolítja a legkevésbé fontosakat, és újrailleszti a modellt. Ezt rekurzív módon teszi, amíg el nem éri a jellemzők optimális számát.

Az aggregátum stabilitást becselő modellek statisztikai pontosságát a *determinációs koefficiens négyzete* (R^2) és az *átlagos négyzetes hiba gyöke* (RMSE) alapján hasonlítottam össze. Az R^2 értéke 0 és 1 között változhat, a modell pontossága az 1 értékhez közelítve nő.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_1^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_1^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (3)$$

ahol y_i = a referencia érték, $\hat{y}$ = a becsült vagy számított érték, $\bar{y}$ = a referencia értékek átlaga

Az RMSE érték általánosan a következő egyenlettel írható fel:

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_1^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}} \quad (4)$$

ahol y_i = a referencia érték, $\hat{y}_i$ = becsült vagy számított érték, n = a mintaszám

Az RMSE értéke megegyezik a referencia adat mértékegységével, minél kisebb az érték, annál nagyobb a modell pontossága.

Dolgozatomban az R^2 alapján történő értékeléséhez LI és munkatársai által 2016-ban meghatározott modellteljesítmény-osztályozási kritériumokat alkalmaztam: R^2 : <0,5 (elfogadhatatlan előrejelzési kapacitás), R^2 : 0,5 -0,75 (elfogadható előrejelzési kapacitás) és R^2 : >0,75 (jó előrejelzési kapacitás) értékek.

2.3.4. A Random Forest becselő modellek felépítése

Mind a makroaggregátum-stabilitás (MaAS (%)), mind a mikroaggregátum-stabilitás (MiAS (%)) Random Forest becselő modelljeinek háttéradatbázisa alapvetően két csoportra osztható (8-11. táblázatok). Az 1-es jelölésű modellek alapja egy humuszminőség mérési adatokat nem tartalmazó nagyobb, (MaAS (%) - 177N; MiAS (%) – N224) különböző genetikai szintből származó és vizsgált talajmintából felépülő adatbázis. A 2-es jelölésű modellek alapja pedig az 1-es modell adatbázisából leszűkített kisebb, de humuszminőség adatokat is tartalmazó adatbázis (MaAS (%) - N118; MiAS (%) - N133). Az elkülönítés oka, hogy a teljes adatbázis mintáinak egy részén, abban az esetben, ha a humusztartalom meghaladta a 0,5 %-ot Hargitai-féle humuszminőség vizsgálat is elvégzésre került, viszont számos olyan minta akadt, ahol ezen kritériumok teljesítésének hiánya miatt a humuszminőség vizsgálat nem került elvégzésre. A hiányos adatsorok rontották volna a Random Forest becslések minőségét, továbbá mivel a szakirodalmi közlések alapján a humuszanyagok szerepe (nem csak mennyisége, hanem a stabilizáló molekulák típusa is, azaz minősége) az aggregátumok stabilitása szempontjából meghatározó (YUAN et al., 2000, TOTSCHÉ et al. 2018), így indokolt volt a két adatbázis elkülönítése és a két modellcsoport létrehozása. A talaj szervesanyagának jellemzésére szerkezeti összetettsége és heterogenitása miatt a korábban definiált humuszfrakciók mai napig proxyként szolgálhatnak, így az egykori humuszminőség mutatók és az aggregátum-stabilitás közötti kapcsolat elemzés ennek értelmében indokolható (RITSCHÉL & TOTSCHÉ, 2019).

Az 1-es (humuszminőség változók nélküli) és 2-es (humuszminőség változókat is tartalmazó) típusú aggregátum stabilitást becselő modellek kidolgozása során fő szempont volt, hogy tanulmányozzam, a talajvizsgálati adatok körének bővítésével miként változik a becslés

pontossága, valamint, hogy mely tulajdonságok befolyásolják leginkább a talajok különböző típusú aggregátum stabilitását (makro-, mikroaggregátum-stabilitás).

A modellek felépítése hierarchikusan bővítve történt. Az 1-es és 2-es modellcsoportok esetében az adatok típusának bővítési sorrendje azonos. Az „A” modell bemeneti adatai az aggregátumstabilitás mellett, kizárólag talajtani alapvizsgálati adatokat tartalmaznak (CaCO_3 %, pH (H_2O), EC, MÖ, humusztartalom). A „B” modellek az alapvizsgálati adatok mellett tartalmazzák a minták azon információit is, hogy a talaj feltalajából, vagyis a felső humuszos, művelt szintjéből (a szakirodalomban használat általános elkülönítés szerint 30 cm szántott réteg vastagságot feltételeztem) - vagy altalajából származnak-e. További vizsgálati szempont volt az egyes mintázott rétegek (genetikai szintek) közép mélysége (az adott szint tetejének és aljának az átlaga cm-ben), valamint az adott talajszelvény által jellemzett földterület földhasználati típusa (erdő, szántó, gye, ültetvény).

8. táblázat. A makroaggregátum-stabilitást becsülő Random Forest modellek, humuszminőség változók nélküli adatbázisból

Aggregátum stabilitás	Modell száma	Adatbázis típusa	Input adatok csoportja	N
MaAS (%)	1/A	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok	177
MaAS (%)	1/B ₁	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ feltalaj/altalaj	177
MaAS (%)	1/B ₂	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ közép mélység	177
MaAS (%)	1/B ₃	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ földhasználat	177
MaAS (%)	1/B ₄	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ feltalaj/altalaj+ közép mélység + földhasználat	177
MaAS (%)	1/C ₁	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok	177
MaAS (%)	1/C ₂	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ feltalaj/altalaj	177
MaAS (%)	1/C ₃	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ közép mélység	177
MaAS (%)	1/C ₄	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ földhasználat	177
MaAS (%)	1/C _{4f}	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ földhasználat + feature selection	177
MaAS (%)	1/C ₅	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ feltalaj/altalaj+ közép mélység + földhasználat	177

9.táblázat. A mikroaggregátum-stabilitást becsülő Random Forest modellek, humuszminőség változók nélküli adatbázisból

Aggregátum stabilitás	Modell száma	Adatbázis típusa	Input adatok csoportja	N
MiAS (%)	1/A	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok	224
MiAS (%)	1/B ₁	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ feltalaj/altalaj	224
MiAS (%)	1/B ₂	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ középmedlység	224
MiAS (%)	1/B ₃	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ földhasználat	224
MiAS (%)	1/B ₄	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ feltalaj/altalaj+ középmedlység + földhasználat	224
MiAS (%)	1/C ₁	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok	224
MiAS (%)	1/C ₂	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ feltalaj/altalaj	224
MiAS (%)	1/C ₃	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ középmedlység	224
MiAS (%)	1/C ₄	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ földhasználat	224
MiAS (%)	1/C ₅	humuszmin. vált. nélküli	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ feltalaj/altalaj+ középmedlység+ földhasználat	224

A „C” becsülő modellek a báziscsere vizsgálatok mérési (kicsérélhető kationok S%-a, T-érték, S-érték, T-S érték) eredményeit is beleveszik az elemzésekbe. A hierarchikus bővítés elve szerint „C” modellek tehát tartalmazzák C1-től „A” és C2-től „B” modellek bemeneti adatait is. A „D” modellek kizárólag a 2-es típusú, humuszminőség adatokat is tartalmazó adatbázisok esetében jelennek meg, hierarchikusan itt is tartalmazva „A”, „B”, valamint „C” modellek bemeneti adatait. „D” modellek bemeneti adatai tartalmazzák a C/N arányt, a Hargitai Q és K értékeket. A vizsgálatok során a makro-és mikroaggregátum stabilitást becsülő 1-es és 2-es típusú modellcsoportok közül - a még jobb becslési pontosság elérésének eshetősége miatt - kizárólag az R² és RMSE értékek alapján legjobbnak bizonyult modellek esetén végeztem előzetes rekurzív szelekciót (recursive feature selection) is.

10.táblázat. A makroaggregátum-stabilitást becsülő Random Forest modellek, humuszminőség változókat is tartalmazó adatbázisból

Aggregátum stabilitás	Modell száma	Adatbázis típusa	Input adatok csoportja	N
MaAS (%)	2/A	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok	118
MaAS (%)	2/B ₁	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok+ feltalaj/altalaj	118
MaAS (%)	2/B ₂	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok+ középmedlység	118

MaAS (%)	2/B ₃	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok+ földhasználat	118
MaAS (%)	2/B ₄	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok+ feltalaj / altalaj+ középmezőlység + földhasználat	118
MaAS (%)	2/C ₁	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok	118
MaAS (%)	2/C ₂	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ feltalaj/altalaj	118
MaAS (%)	2/C ₃	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ középmezőlység	118
MaAS (%)	2/C ₄	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok+ földhasználat	118
MaAS (%)	2/C ₅	humuszmin. változókkal	alapvizsgálati adatok+ báziscsere vizsgálatok +feltalaj/altalaj+ középmezőlység + földhasználat	118
MaAS (%)	2/D ₁	humuszmin. változókkal	alapvizsgálat +humuszminőség	118
MaAS (%)	2/D ₂	humuszmin. változókkal	alapvizsgálat +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok	118
MaAS (%)	2/D ₃	humuszmin. változókkal	alapvizsgálat +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok +feltalaj/altalaj	118
MaAS (%)	2/D ₄	humuszmin. változókkal	alapvizsgálat +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok +középmezőlység	118
MaAS (%)	2/D ₅	humuszmin. változókkal	alapvizsgálat +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok+ földhasználat	118
MaAS (%)	2/D _{5f}	humuszmin. változókkal	alapvizsgálat+ humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok +földhasználat +feature selection	118
MaAS (%)	2/D ₆	humuszmin. változókkal	alapvizsgálat +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok +feltalaj/altalaj +középmezőlység +földhasználat	118

11. táblázat: A mikroaggregátum-stabilitást becsülő Random Forest modellek, humuszminőség változókat is tartalmazó adatbázisból

Aggregátum stabilitás	Modell száma	Adatbázis típusa	Input adatok csoportja	N
MiAS (%)	2/A	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok	133
MiAS (%)	2/B ₁	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok +feltalaj/altalaj	133
MiAS (%)	2/B ₂	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok +középmélység	133
MiAS (%)	2/B ₃	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok+ földhasználat	133
MiAS (%)	2/B ₄	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok +feltalaj/altalaj+ középmélység + földhasználat	133
MiAS (%)	2/C ₁	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok+ báziscsere vizsgálatok	133
MiAS (%)	2/C ₂	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok+ báziscsere vizsgálatok+ feltalaj/altalaj	133
MiAS (%)	2/C ₃	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok+ báziscsere vizsgálatok+ középmélység	133
MiAS (%)	2/C ₄	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok+ báziscsere vizsgálatok+ földhasználat	133
MiAS (%)	2/C ₅	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok+ báziscsere vizsgálatok+ feltalaj/altalaj+ középmélység + földhasználat	133
MiAS (%)	2/D ₁	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok+ humuszminőség	133
MiAS (%)	2/D ₂	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok	133
MiAS (%)	2/D ₃	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok +feltalaj/altalaj	133
MiAS (%)	2/D ₄	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok +középmélység	133
MiAS (%)	2/D ₅	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok +földhasználat	133
MiAS (%)	2/D ₆	humuszmin. változókkal	alapvizsgálatok +humuszminőség+ báziscsere vizsgálatok +feltalaj/altalaj+ középmélység + földhasználat	133

Az adatelemzés során az előzetes számítással kapott negatív MiAS (%) értékekkel is számoltam, mely eltérés a mérési módszer sajátosságából fakadóan főként magasabb sótartalmú, vagy szikes talajok esetében fordult. Ezeknek az adatoknak a kiszűrése a mikroaggregátum stabilitás vizsgálata szempontjából hátrányos lett volna, mivel ezáltal a sótartalom és stabilitás közötti kapcsolat elemzése pontatlanabbnak bizonyult volna.

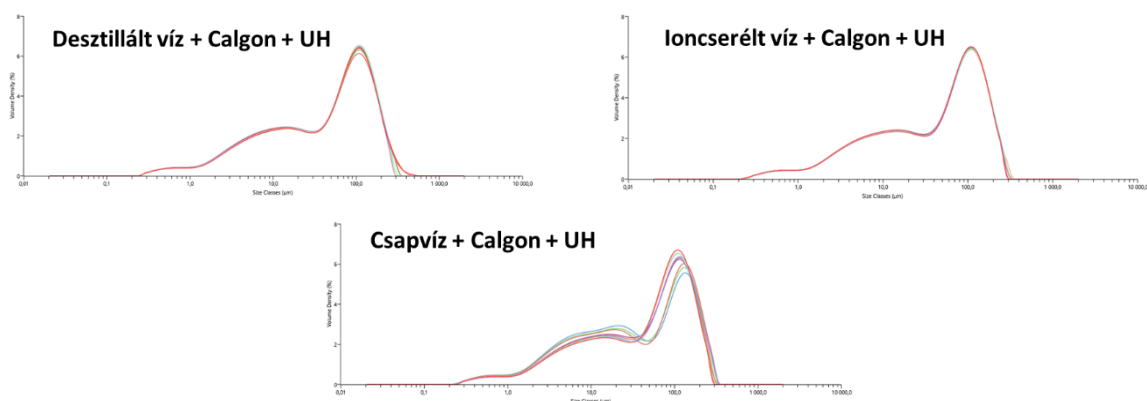
3. Eredmények

3.1. Az MÖ mérésével kapcsolatos előkísérletek vizsgálati eredményei

3.1.1. A különböző vizes közegek hatásának eredményei

Szemeloszlási görbék vizsgálata

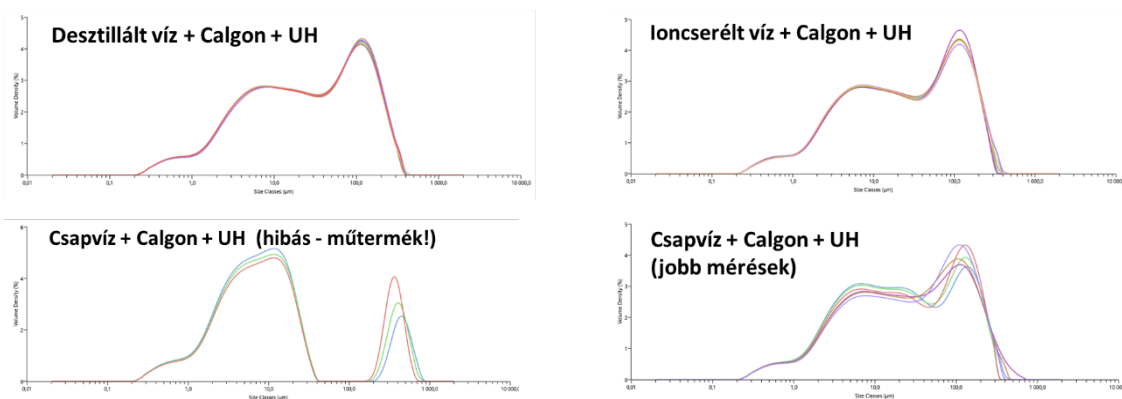
A mért KESZTHELY adatbázis nyolc talajmintájának szemeloszlási görbéit vizsgálva általánosan elmondható, hogy a MÖ mérések párhuzamos ismétlései csapvizes közegben mutatták a legnagyobb szórást. Példaként azokat a méréseket mutatom be, amelyeket - az általunk rutinszerűen használt módon - ultrahang alkalmazása és Calgon hozzáadása mellett végeztünk. A leginkább hasonló eredményeket a három vizes közeggel a Karcag B (M1) (1. ábra- 2. melléklet), Keszthely B (M3) (2. ábra- 2. melléklet), Várvölgy A (M4) (6. ábra), Várvölgy B (M5) (3. ábra- 2. melléklet) és, valamint Kápolnásnyék A (M7) (4. ábra- 2. melléklet) és Kisújszállás A (M8) (5. ábra- 2. melléklet) minták esetében kaptunk.



6. ábra. Az M4 jelzésű, agyagbemosódásos barna erdőtalaj minta MÖ vizsgálata desztillált vízben, ioncserélt vízben és csapvízben - Calgon-oldat és ultrahang együttes alkalmazása mellett

A Keszthely A (M2) (7. ábra) és a Magyarszombatfa (M6) (4. ábra- 2. melléklet) minták esetében már lényeges különbségeket észleltünk, sőt a csapvizes minták esetében több mérésnél egyértelműen műtermék (valószínűleg kalcium-foszfát) okozta másodlagos csúcsok megjelenését tapasztaltuk. Az ábrákon szétválasztva szerepelnek az egyértelműen hibásnak tekinthető (feltehetően nagyobb mennyiségű kalcium-foszfátot) tartalmazó és az elfogadható (de még mindig nagy szórású) csapvizes méréseket. Látható, hogy a magyarszombatfai pszeudoglejes barna erdőtalaj B szintjéből származó minta egyértelműen „problémásnak” tekinthető: itt már megnő a desztillált vizes és az ioncserélt vizes mérések ismétléseinél kapott eredmények szórása is. A probléma okát egyelőre nem tudjuk mással magyarázni, mint a

talajminták nagy goethit tartalmával, amely kisebb-nagyobb homok mérettartományú szemcsék formájában található a mintákban. Ezek a szemcsék esetlegesen, különböző mennyiségben kerülhetnek bele a készülék mérőcellájába - és ha több belekerül, eltolja a szórásképet a többi frakció rovására.

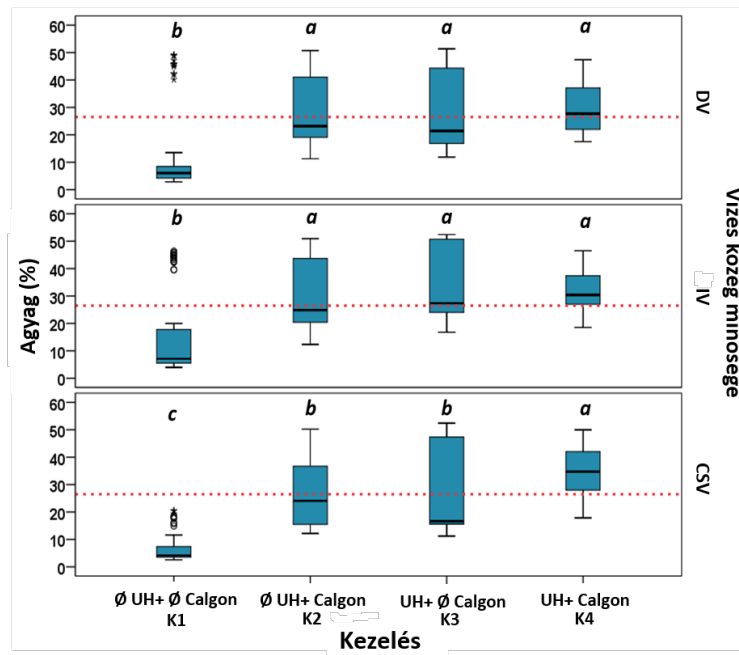


7. ábra. Az M2 jelzésű, Ramann-féle erdőtalaj minta MÖ vizsgálata desztillált vízben, ioncseréltvízben és csapvízben - Calgon-oldat és ultrahang együttes alkalmazása mellett

Talajminták agyag-, por- és homoktartalmának összehasonlítása

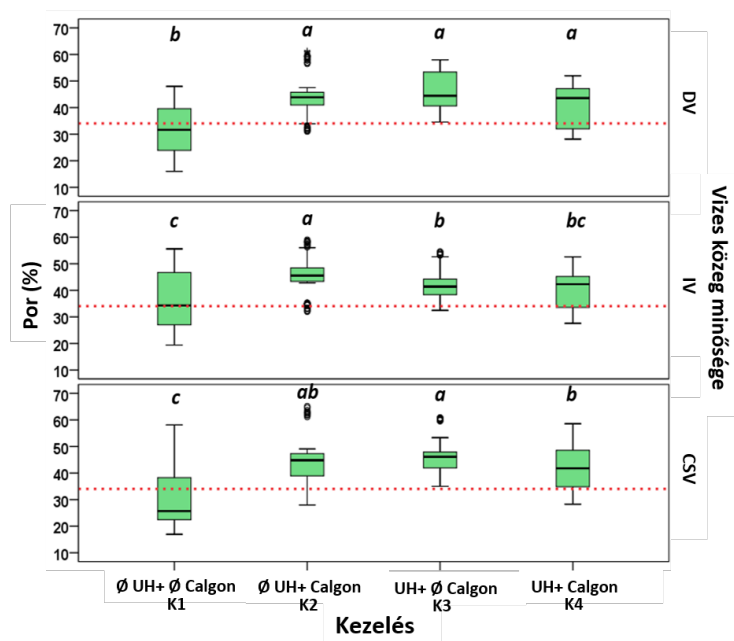
Az elvégzett GLM Egyváltozós Analízis (UNIANOVA) igazolta a tényezők (előkezelések, vizes közeg minősége, talajváltozók) és ezek kombinációinak ($P < 0,001$ minden esetben) szignifikáns hatását a mért agyag-, iszap- és homoktartalomra.

Összehasonlítva az egyes részecskefrakciók mennyiségét (a közös csoportnak tekintett összes talajmintán mért eredményeket) előkezelésenként és folyadékonként (8-10. ábra) elmondható, hogy a One-way ANOVA tesztekkel végzett összehasonlítások azt mutatták, hogy mindhárom vizes közeg esetében a K1 eredményezte a szignifikánsan legalacsonyabb agyagtartalmat az összes talajmintában. Ahol DV-t és IV-t használtunk, az agyagtartalom nem különbözött szignifikánsan K2 (csak Calgon-oldat használata) és K4 (ultrahang+ Calgon-oldat együttes alkalmazása) között, míg a CSV esetében K4 eredményezte szignifikánsan a legmagasabb agyagtartalmat (8. ábra).

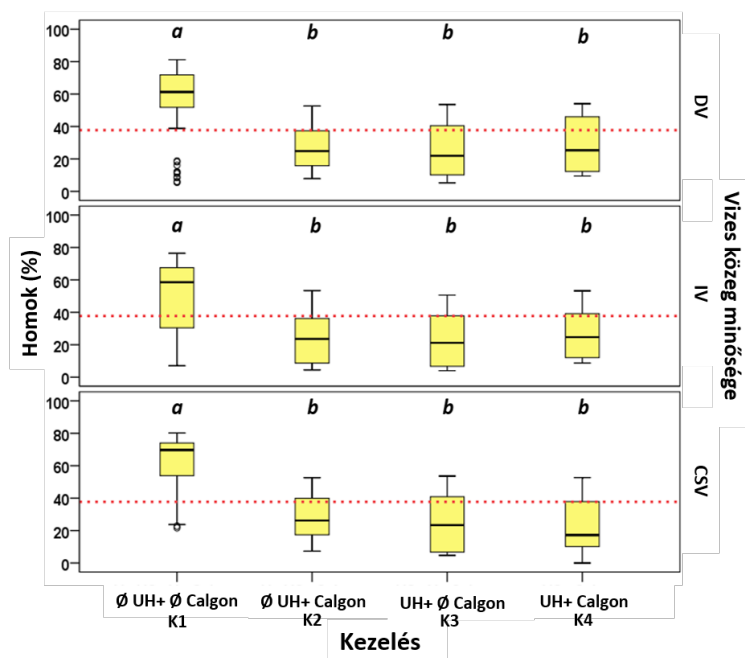


8. ábra. Az LDM agyagtartalom változása különböző kezelésekben és vizes közegekben (az összes talajmintát együtt tekintve). Az azonos a betűvel jelölt átlagok nem különböztek szignifikánsan $p < 0,05$ -nél (One-way ANOVA). A szaggatott piros vonalak a minták ISO MÖ eredményeinek medián értékeit jelzik.

A portartalomnál a különböző vizes közegek használata során jelentősen nagyobb eltérések tapasztalhatók (9. ábra). A DV-közegben végzett méréseknél az agyagtartalommal megegyező tendenciák figyelhetők meg: a K1 kezelés esetén szignifikánsan alacsonyabb portartalom volt mérhető, mint a K2-K4 kezeléseknél, de nem volt igazolható különbség a kapott eredmények között. A IV esetében legalacsonyabb értékeket szintén K1 kezelés alkalmazásával kaptuk, de a legmagasabb igazolható portartalmat a K2 kezelés esetén tapasztaltuk. CSV használatával azonban a K3 adta a legmagasabb igazolható portartalmat. A homoktartalom esetében mindhárom vizes közegben hasonló tendencia volt megfigyelhető: a homokfrakcióban lévő részecskék mennyisége szignifikánsan a K1 kezelés során a legmagasabb, míg a többi kezelés homoktartalma között nem volt igazolható különbség (10. ábra).



9. ábra. Az LDM portartalom változása különböző kezelésekben és vizes közegekben (az összes talajmintát együtt tekintve). Az azonos a betűvel jelölt átlagok nem különböztek szignifikánsan $p < 0,05$ -nél (One-way ANOVA). A szaggatott piros vonalak a minták ISO MÖ eredményeinek medián értékeit jelzik.



10. ábra. Az LDM homoktartalom változása különböző kezelésekben és vizes közegekben (az összes talajmintát együtt tekintve). Az azonos a betűvel jelölt átlagok nem különböztek szignifikánsan $p < 0,05$ -nél (One-way ANOVA). A szaggatott piros vonalak a minták ISO MÖ eredményeinek medián értékeit jelzik.

Az 8. ábra azt is mutatja, hogy az LDM mérések különböző mértékben alulbecsülik az agyagtartalmat a szítás-pipettás ISO-módszerhez képest. Ez alól vannak kivételek: az agyagtartalom K4 kezeléssel mért LDM medián értékei DV-ben, K2 és K3 esetében IV-ben közel megegyeznek az ISO medián értékekkel, míg IV-ben és CSV-ben a K4 LDM magasabb agyagtartalmat mér, mint az ISO szabvány módszer. Általában az portartalomra a K1 kezelések mérések kivételével- "túlmérés", míg a homoktartalomra az LDM méréseknél is "alulmérés" jellemző (9-10. ábra). Feltételezve, hogy az ISO szabvány módszer esetében sikeres volt az aggregátumok nagymértékű lebontásában és a teljes agyagfrakció felszabadításában, az 1. ábrából feltételezhető, hogy a valamennyi vizes közeg alkalmazása esetén a K1 kezelések a legkevésbé sikeresek a minták teljes szétesése. DV használata esetén a teljes dezaggregáció tekintetében a legsikeresebb a K4 kezelés, IV esetében mind a K2 és K3 kezelés egyformán sikeresnek bizonyult. Az 8-9. ábrán látható, hogy a homokfrakcióban lévő mikro- és makroaggregátumokat a K2-K4 kezelések elemi részecskékre és mikroaggregátumokra (leginkább az porfrakcióban megjelenve) bontotta szét (az aggregátumok teljes szétesése általában nem következett be). Ugyancsak elgondolkodtató, hogy a boxplotok LDM homoktartalmának medián értékei miért bizonyultak szisztematikusan, kisebbnek, mint a mért ISO értékek mediánjai (10. ábra). Felveti a kérdést, hogy „hová tűnt” a homokfrakció egy része? Saját kutatásaink és szakirodalmi beszámolók is azt mutatják, hogy a hagyományos módszerekkel mért homokfrakciók az LDM módszerekhez képest gyakran alul- vagy túlmérték a berendezés típusától, sőt az előkészítő egységek kialakításától függően (SOCHAN et al 2012; POLAKOWSKI et al., 2020). A boxplotok azonban azt is mutatják, hogy az egyes csoportokon belül nagy a szórás, ezért érdemes lehet a jövőben talajmintánként ISO-LDM összehasonlításokat végezni.

A különböző kezelések (K1, K2, K3, K4) hatását az alkalmazott vizes közegekben (12-14. táblázat) az egyes talajokra One-Way ANOVA tesztekkel hasonlítottam össze.

12. Táblázat. Desztillált vízben (DV) mért LDM agyag, iszap és homok tartalom összehasonlítása kezelésként - talajmintán belül. Az azonos betűvel jelölt átlagok nem különböztek szignifikánsan $p < 0,05$ értéknél (One-wayANOVA). Egy frakción belül hasonló "mintázattú" talajok (ahol az egyes kezeléseknél hasonló volt a mért frakciók aránya) azonos színekkel jelöltek

Desztillált víz								
Talajminta	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8
Agyag (%)								
K1 (ø US – ø Calgon)	45.53 <i>a</i>	6.26 <i>c</i>	4.10 <i>c</i>	3.47 <i>d</i>	3.70 <i>d</i>	6.18 <i>c</i>	6.02 <i>c</i>	11.48 <i>c</i>
K2 (ø US – Calgon)	42.13 <i>b</i>	18.96 <i>b</i>	24.92 <i>a</i>	13.81 <i>b</i>	21.18 <i>a</i>	31.14 <i>a</i>	18.38 <i>b</i>	47.39 <i>ab</i>
K3 (US - ø Calgon)	45.95 <i>ab</i>	17.32 <i>b</i>	17.87 <i>b</i>	12.07 <i>c</i>	15.29 <i>c</i>	21.63 <i>b</i>	21.39 <i>b</i>	47.49 <i>a</i>

K4 (US – Calgon)	36.15 <i>c</i>	26.83 <i>a</i>	24.22 <i>a</i>	18.41 <i>a</i>	18.26 <i>b</i>	30.05 <i>a</i>	27.87 <i>a</i>	45.03 <i>b</i>
Por (%)								
K1 (ø US – ø Calgon)	43.29 <i>b</i>	27.74 <i>d</i>	24.26 <i>c</i>	17.74 <i>c</i>	22.82 <i>d</i>	36.09 <i>c</i>	37.38 <i>d</i>	41.68 <i>ab</i>
K2 (ø US – Calgon)	44.51 <i>b</i>	44.54 <i>a</i>	44.58 <i>a</i>	35.31 <i>a</i>	32.19 <i>b</i>	44.20 <i>b</i>	58.95 <i>a</i>	41.28 <i>b</i>
K3 (US - ø Calgon)	44.15 <i>b</i>	41.90 <i>b</i>	46.47 <i>a</i>	35.13 <i>a</i>	40.52 <i>a</i>	55.61 <i>a</i>	56.84 <i>b</i>	45.15 <i>a</i>
K4 (US – Calgon)	49.40 <i>a</i>	34.31 <i>c</i>	33.21 <i>b</i>	30.23 <i>b</i>	28.77 <i>c</i>	44.85 <i>b</i>	47.32 <i>c</i>	44.04 <i>a</i>
Homok (%)								
K1 (ø US – ø Calgon)	11.18 <i>ab</i>	66.00 <i>a</i>	71.64 <i>a</i>	78.79 <i>a</i>	73.49 <i>a</i>	57.72 <i>a</i>	56.60 <i>a</i>	46.84 <i>a</i>
K2 (ø US – Calgon)	13.37 <i>a</i>	36.50 <i>c</i>	30.50 <i>d</i>	50.87 <i>c</i>	46.63 <i>c</i>	24.66 <i>b</i>	22.67 <i>bc</i>	11.33 <i>b</i>
K3 (US - ø Calgon)	9.90 <i>b</i>	40.78 <i>b</i>	35.65 <i>c</i>	52.80 <i>b</i>	44.19 <i>d</i>	22.75 <i>c</i>	21.77 <i>c</i>	7.35 <i>c</i>
K4 (US – Calgon)	14.45 <i>ab</i>	38.86 <i>c</i>	42.57 <i>b</i>	51.36 <i>c</i>	52.97 <i>b</i>	25.11 <i>b</i>	24.80 <i>b</i>	10.92 <i>b</i>

13. Táblázat. Ioncserélt vízben (IV) mért LDM agyag, iszap és homok tartalom összehasonlítása kezelésenként - talajmintán belül. Az azonos betűvel jelölt átlagok nem különböztek szignifikánsan $p < 0,05$ értéknél (One-wayANOVA). Egy frakción belül hasonló "mintázatu" talajok (ahol az egyes kezeléseknél hasonló volt a mért frakciók aránya) azonos színekkel jelöltek

Ioncserélt víz								
Talajminta	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8
Agyag (%)								
K1 (ø US – ø Calgon)	43.71 <i>b</i>	5.82 <i>d</i>	5.06 <i>d</i>	5.08 <i>d</i>	5.47 <i>c</i>	9.00 <i>d</i>	6.61 <i>d</i>	16.34 <i>c</i>
K2 (ø US – Calgon)	44.12 <i>b</i>	17.28 <i>c</i>	23.32 <i>c</i>	13.49 <i>c</i>	23.06 <i>a</i>	31.33 <i>b</i>	21.57 <i>c</i>	45.98 <i>b</i>
K3 (US - ø Calgon)	50.41 <i>a</i>	23.87 <i>b</i>	26.77 <i>b</i>	16.99 <i>b</i>	23.75 <i>a</i>	32.79 <i>a</i>	26.97 <i>b</i>	51.16 <i>a</i>
K4 (US – Calgon)	37.32 <i>c</i>	27.30 <i>a</i>	27.80 <i>a</i>	18.94 <i>a</i>	19.47 <i>b</i>	30.05 <i>c</i>	34.27 <i>a</i>	45.88 <i>b</i>
Por (%)								
K1 (ø US – ø Calgon)	47.24 <i>b</i>	27.28 <i>d</i>	27.47 <i>d</i>	21.45 <i>d</i>	27.48 <i>b</i>	44.18 <i>ab</i>	32.80 <i>d</i>	48.98 <i>a</i>
K2 (ø US – Calgon)	47.05 <i>b</i>	47.04 <i>a</i>	45.80 <i>a</i>	34.81 <i>a</i>	33.47 <i>a</i>	44.33 <i>b</i>	57.43 <i>a</i>	47.18 <i>ab</i>
K3 (US - ø Calgon)	41.12 <i>c</i>	38.44 <i>b</i>	39.53 <i>b</i>	32.75 <i>b</i>	34.37 <i>a</i>	45.79 <i>a</i>	53.27 <i>b</i>	43.93 <i>b</i>
K4 (US – Calgon)	50.90 <i>a</i>	33.99 <i>c</i>	33.81 <i>c</i>	29.89 <i>c</i>	28.14 <i>b</i>	44.34 <i>ab</i>	45.03 <i>c</i>	43.08 <i>c</i>
Homok (%)								
K1 (ø US – ø Calgon)	9.04 <i>b</i>	66.90 <i>a</i>	67.47 <i>a</i>	73.47 <i>a</i>	67.04 <i>a</i>	46.83 <i>a</i>	60.59 <i>a</i>	34.68 <i>a</i>
K2 (ø US – Calgon)	8.83 <i>b</i>	35.68 <i>c</i>	30.88 <i>d</i>	51.70 <i>b</i>	43.47 <i>c</i>	24.33 <i>b</i>	21.00 <i>b</i>	6.84 <i>c</i>
K3 (US - ø Calgon)	8.47 <i>b</i>	37.69 <i>c</i>	33.71 <i>c</i>	50.26 <i>c</i>	41.88 <i>c</i>	21.42 <i>c</i>	19.75 <i>b</i>	4.91 <i>d</i>
K4 (US – Calgon)	11.78 <i>a</i>	38.72 <i>b</i>	38.38 <i>b</i>	51.17 <i>b</i>	52.40 <i>b</i>	25.61 <i>b</i>	20.70 <i>b</i>	11.04 <i>b</i>

14. Táblázat. Csapvízben (CSV) mért LDM agyag, iszap és homok tartalom összehasonlítása kezelésként - talajmintán belül. Az azonos betűvel jelölt átlagok nem különböztek szignifikánsan $p < 0,05$ értéknél (One-way ANOVA). Egy frakción belül hasonló "mintázatu" talajok (ahol az egyes kezeléseknél hasonló volt a mért frakciók aránya) azonos színekkel jelöltek

Csapvíz								
Talajminta	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8
Agyag (%)								
K1 (ø US – ø Calgon)	17.94 <i>d</i>	4.58 <i>c</i>	3.94 <i>d</i>	3.39 <i>d</i>	3.46 <i>d</i>	6.89 <i>c</i>	3.22 <i>c</i>	9.49 <i>b</i>
K2 (ø US – Calgon)	42.97 <i>b</i>	15.57 <i>b</i>	23.47 <i>b</i>	13.82 <i>b</i>	24.03 <i>a</i>	32.74 <i>a</i>	14.75 <i>b</i>	46.88 <i>a</i>
K3 (US – ø Calgon)	50.53 <i>a</i>	15.76 <i>b</i>	15.59 <i>c</i>	11.56 <i>c</i>	14.21 <i>c</i>	25.66 <i>b</i>	16.20 <i>b</i>	46.18 <i>a</i>
K4 (US – Calgon)	39.00 <i>c</i>	33.48 <i>a</i>	30.07 <i>a</i>	19.34 <i>a</i>	21.68 <i>b</i>	34.04 <i>a</i>	37.10 <i>a</i>	47.73 <i>a</i>
Por (%)								
K1 (ø US – ø Calgon)	55.00 <i>a</i>	23.82 <i>d</i>	24.41 <i>c</i>	18.40 <i>c</i>	21.55 <i>c</i>	38.94 <i>c</i>	28.53 <i>d</i>	37.17 <i>d</i>
K2 (ø US – Calgon)	44.76 <i>c</i>	47.41 <i>a</i>	47.22 <i>a</i>	35.31 <i>a</i>	32.37 <i>b</i>	44.46 <i>b</i>	62.93 <i>a</i>	43.63 <i>b</i>
K3 (US – ø Calgon)	42.38 <i>d</i>	43.42 <i>b</i>	47.16 <i>a</i>	35.40 <i>a</i>	41.14 <i>a</i>	52.05 <i>a</i>	60.28 <i>b</i>	47.97 <i>a</i>
K4 (US – Calgon)	50.72 <i>b</i>	36.87 <i>c</i>	35.37 <i>b</i>	31.00 <i>b</i>	30.75 <i>b</i>	46.47 <i>b</i>	50.67 <i>c</i>	41.38 <i>c</i>
Homok (%)								
K1 (ø US – ø Calgon)	27.06 <i>a</i>	71.59 <i>a</i>	71.73 <i>a</i>	78.21 <i>a</i>	74.99 <i>a</i>	54.18 <i>a</i>	68.24 <i>a</i>	53.33 <i>a</i>
K2 (ø US – Calgon)	12.26 <i>b</i>	37.02 <i>c</i>	29.31 <i>c</i>	50.86 <i>c</i>	43.61 <i>b</i>	22.80 <i>b</i>	22.30 <i>bc</i>	9.50 <i>b</i>
K3 (US – ø Calgon)	7.09 <i>c</i>	40.81 <i>b</i>	37.25 <i>b</i>	53.04 <i>b</i>	44.65 <i>b</i>	22.29 <i>b</i>	23.52 <i>b</i>	5.85 <i>c</i>
K4 (US – Calgon)	10.29 <i>b</i>	29.65 <i>bc</i>	34.55 <i>b</i>	49.66 <i>bc</i>	47.57 <i>b</i>	19.50 <i>b</i>	12.23 <i>c</i>	10.89 <i>b</i>

M1 (Karcag B, réti szolonyec) minta esetében (4. táblázat), mely a magas agyagtartalma mellett, jelentős mennyiségű adszorbeált Na^+ -t tartalmazott, az egyes kezelések hatását összehasonlítva látható, hogy a DV-ben a K1 és a K3 kezeléssel, a IV-ben és a CSV-ben pedig a K3 kezeléssel szabadult fel a legtöbb agyagszemcse az aggregátumokból (12-14. táblázat; 5.ábra-2.melléklet). A Calgon-oldat (K2 és K4) hozzáadásával a folyadék sótartalma jelentősen megnőtt, ami fokozta a pelyhesedési hatásokat a rendszerben. Így az agyag diszperzió sebessége alacsonyabb volt csak Calgonnál (K2), mint csak szonifikáció használata mellett (K3). A kombinált kezelés (K4) alkalmazása esetén minden más kezelésnél magasabb por- és alacsonyabb agyagtartalmat mértünk, látszólag a vizes közeg típusától függetlenül. Ez a jelenség más talajoknál nem volt megfigyelhető. Feltehetően tehát ez elsősorban nem (nem kizárólag) a vizes közeg tulajdonságainak függvénye, hanem a szilárd és folyadék fázis, valamint emellett a diszpergálószer és az UH kölcsönhatása (reaggregáció vagy flokkuláció jelenségének fokozása, vagy gyengítése). Hasonló eredményre jutott pl. ABDULKARIM et al. (2021), aki ezt összetett egyidejű vagy specifikus folyamatokkal magyarázta.

M8 minta az M1 mintához hasonlóan magas agyagtartalmat mutatott, ellenben alacsony adszorbeált Na^+ -t tartalmazott. Az M8 minta MÖ eredményei a különböző vizes közegekben az egyes kezeléseknél eltérőek (12-14. táblázat; 6. ábra-2. melléklet). Önmagában bármilyen vizes közegbe helyezve, ultrahangos kezelés vagy Calgon-oldat hozzáadása nélkül (K1), alacsony diszperziós sebességet mutatott (az aggregátumok a mérés ideje alatt nem diszpergálódtak). A legmagasabb agyagtartalom M8 minta esetében DV és IV közegekben mérve a Calgon nélküli, csak ultrahangot alkalmazó kezelésnél (K3) szabadult fel (a kezelések hatékonyságának sorrendje csapvizes közegben kissé módosult, de alapvetően szignifikáns különbség nem mutatkozott).

A vizsgálatba vont Ramann-féle barna erdőtalaj- (M2, M3) és agyagbemosódásos barna erdőtalaj (M4, M5) minták fizikai és kémiai tulajdonságaik szempontjából viszonylag nagyobb hasonlóságot mutattak egymással (12-14. táblázat; 7-10. ábra-2. melléklet). Összehasonlítva az egyes előkezelések diszpergáló hatását, az M2 és M4 (több szervesanyagot tartalmazó felszíni szintből származó minták) esetében a szignifikánsan legmagasabb agyagtartalmat kombinált kezeléssel (K4) mértük minden vizes közegben esetén. Az M3 minta az M2, M4 mintákkal megegyező viselkedést mutatott az egyes kezelések hatására. Az M5 minta esetében azonban DV és CSV közegben a K2 (csak Calgon-oldatos kezelés) eredményezte a legjobb diszpergáló hatást, míg a IV használata esetén a K3 (csak ultrahangot alkalmazó kezelés) szabadította fel a legnagyobb mennyiségű agyagot (12-14. táblázat). Az M5 minta némileg eltérő viselkedése az előző három mintához képest feltehetően magasabb Fe-oxid/hidroxid tartalommal (3% az előző három 0-2%-os goethit tartalommal szemben) és/vagy eltérő agyagásványi összetétellel magyarázható (1. táblázat- 2. melléklet). (Valamint ebben a mintában a duzzadó agyagásvány mennyisége 5% volt, míg az előző háromban csak 2%). Ha a Fe-oxi/hidroxidok ezek egy része goetitté, kisebb fajlagos felületű és reaktivitású kristályos formává alakul, az aktív (főleg nem kristályos) vastartalom csökkenhet, ami megváltoztatja az aggregátumok stabilitását (pl. KÖGEL-KNABER, et al. 2008, KAISER, et al. 2011; REGELINK, et al. 2013) ezáltal az LDM vizsgálhatóságát is az egyes kezelések alkalmazásának függvényében.

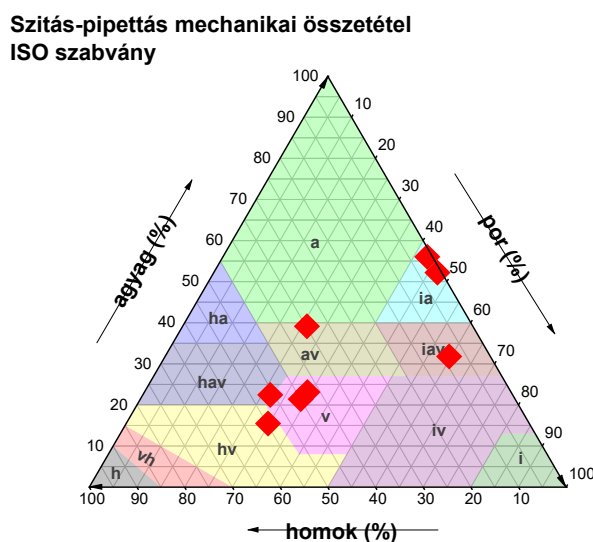
A pszeudoglejes barna erdőtalaj (M6) és mészelepedékes csernozjom (M7) talajok ásványi és kémiai összetétele eltér a többi vizsgált mintától (1. táblázat-2. melléklet). Az M6 minta jelentős mennyiségben (10%), magasabb vastartalmú goethites ásványt, míg az M7 minta közepes karbonáttartalmú (9,52%) kalcit ásványt (10%) tartalmaz. Az M7 minta humusztartalma is magas, a kalcium-humátok stabil aggregátumokat (morzsákat) képeznek. Feltehetően ezért is különbözik a minták különböző vizes közegekben való diszperziója a többi mintától. A különböző kezelések összehasonlításakor (12-14. táblázat; 11-12. ábra-2. melléklet) elmondható, hogy mindkét talajminta esetében mindhárom vizes közegben a legalacsonyabb

agyagtartalom a K1 (ultrahangot és Calgon oldatot sem tartalmazó) kezeléssel, általában a legmagasabb agyagtartalom K4 (kombinált) kezeléssel volt mérhető. Ugyanakkor elmondható, hogy az M6 minta esetében a DV közegben a K4 kezelés hatékonysága nem különbözött szignifikánsan a K2 (csak Calgon-oldatos) kezeléstől. IV közegben vizsgálva az M6 minta diszperziójának eredményessége a K4 esetében kismértékben, de szignifikánsan megelőzte a K3 és K2 kezeléseket.

Az eredmények azt mutatják, hogy a különböző vizek használatának a mérési eredményekre van hatásuk, holott a *Malvern Mastersizer*, *Fritsch* -, *Beckman Coulter* gyártmányú készülékek tájékoztatói és a számos publikáció nem tesz említést a vizes közeg típusának, minőségének megválasztásával, annak fontosságával kapcsolatban (pl. BIEGANOWSKI et al., 2010).

Talajminták textúrája (USDA 12 kategóriás textúra háromszög)

A 12 kategóriás USDA háromszögdiagramokon bemutatott eredmények (11-12. ábra) alapján megállapítható, hogy a mérési módszerek esetén, a vizes közeg megválasztásában és az előkezelésekben mutatkozó különbségek eltéréseket eredményeztek a talajminták textúra besorolásában.

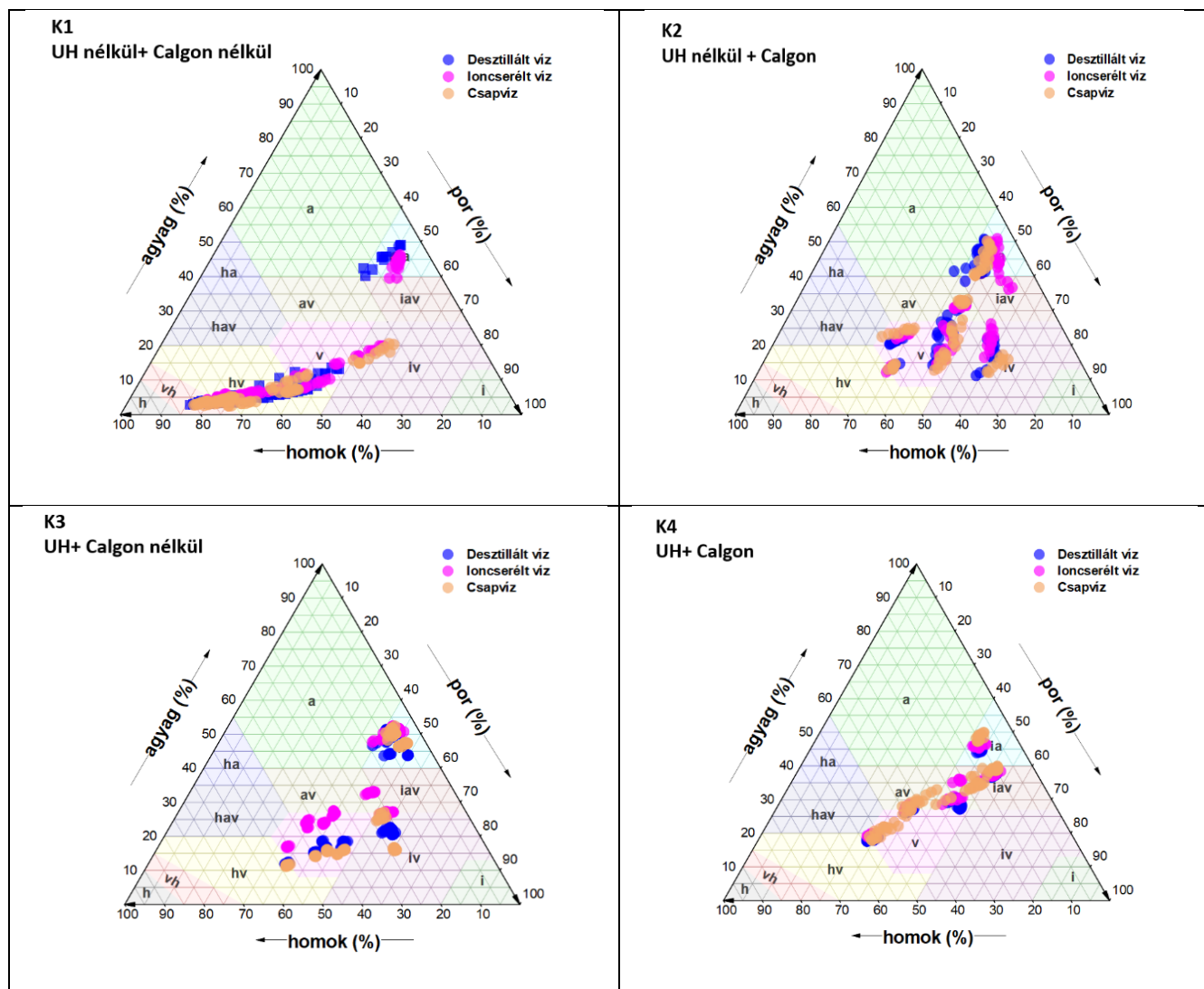


11. ábra. A MÖ eredmények textúra besorolása a szítás-pipettás ISO 11277:2009(E) szabvánnyal mérve (USDA 12-kategóriás textúra háromszögdiagramon megjelenítve)

A 11. ábra az ISO szabvány szerinti szítás- pipettás módszer MÖ mérési eredményei alapján mutatja be a talaj textúra besorolását. Ez a módszer referencianak tekinthető, feltételezzük, hogy ebben az esetben a talaj aggregátumok teljes degradációja és az elemi részecskék teljes diszperziója ment végbe. A kapott talajtextúrák homokos vályog (M4); vályog (M2, M3);

homokos agyagos vályog (M5); agyagos vályog (M6); iszapos agyagos vályog (M7); iszapos agyag (M1, M8).

A 12. ábra mutatja az LDM MÖ mérési eredmények alapján a vizsgált talajminták textúra besorolásait.



12. ábra. A különböző kezelések MÖ eredményeinek textúra besorolása LDM mérés esetén (USDA 12-kategóriás textúra háromszögdiagramon megjelenítve)

A K1 (ultrahang és Calgon-oldat használata nélkül) esetében az LDM MÖ mérések a durvább részecskefrakciók túlsúlyát mutatták ki minden vizes közeg alkalmazása esetén (DV- desztillált víz, IV- ioncserélt víz, CSV- csapvíz). A talajminták többségénél a három vizes közeggel végzett mérések eredményei közel hasonlóan bizonyultak (a diagramon a mérési pontok átfedték egymást). A pontsorokban egyértelműen megfigyelhető az agyagtartalom monoton növekvő tendenciája. Az áramlás és a keveredés hatására az aggregátumok fokozatosan és lassan szétestek, miközben a minták agyagtartalma fokozatosan növekedett, a homoktartalom

pedig csökkent, ahogy az az ábrán is látható. Az azonosítható talajtextúrakategóriák a következők voltak: vályogos homok, homokos vályog, vályog és iszapos vályog. Kivételt egy magas agyagtartalmú és magas adszorbeált nátriumtartalmú (M1) minta jelentett. Itt a desztilláltvízben és a ioncserélt vízben a K1 kezelés után is fokozatosan bocsátott ki agyagrészecskéket (a mintában lévő részecskék felületén adszorbeált cserélhető nátriumionok "segítették" a diszperziót, a dezaggregációt és az agyagfrakció felszabadulását), ebből a mintából megállapított talajtextúrák az iszapos agyagos vályog, iszapos agyag és agyag volt. Azonban ennél a mintánál nem figyelhető meg jelentős dezaggregálódás vagy agyagkibocsátás a CSV használata esetén.

A K2 (ultrahang nélkül, csak Calgon-oldat adagolása) esetében megállapítható, hogy a kémiai diszpergálószer elősegítette a talajban lévő aggregátumok jelentős részének szétesését. A talajmintákban szignifikánsan több finom frakciót mutattunk ki, és ennek megfelelően alakultak a textúra besorolások is: homokos vályog, vályog, agyagos vályog, iszapos vályog, iszapos agyagos vályog, iszapos agyag és agyag. Látható, hogy a minták fizikai féleség besorolásai erősen szórtak az előző kezeléshez képest. A különböző folyadékokkal végzett mérések eredményei között is láthatók eltérések.

Szignifikáns szórást figyelhető meg a textúra besorolások kapcsán K3 esetében (csak ultrahang alkalmazása, Calgon-oldat adagolása nélkül) is, bár a szórási mintázat kissé eltér a K2 esetében megfigyelttől. Az egyes minták párhuzamos mérései közötti szórás kisebb a K3 esetén, mint K2-nél (több a pontok átfedése), és a DIV mérési pontok eltérnek több minta hasonló DV és CSV mérési pontjaitól (több agyagfrakció szabadul fel a DIV használata esetén). Azonosítható talajtextúra besorolások a következők voltak: homokos vályog, vályog, agyagos vályog, iszapos vályog, iszapos agyagos vályog, iszapos agyag és agyag (hasonlóan a K2-hez).

A K4 (ultrahang + Calgon-oldat együttes alkalmazása) eredményeit reprezentáló háromszög diagramok mutatják a legerősebb diszpergáló hatást (a mért agyagtartalom általában itt a legmagasabb). A kapott talajtextúra besorolások szóródási diagramja ebben az esetben a legkonzisztensebb. Az egyes mintákra vonatkozó mérési ismétlések is a legkevésbé különböznek (átfedési pontok), valamint itt tapasztalható a legkisebb eltérés a különböző vizes közegek esetében meghatározott talajtextúra kategóriák között. Az előforduló talajtextúrák hasonlóak a K2-K3-hoz, azzal a különbséggel, hogy az egyes textúraosztályokon belül a minták a magasabb agyagtartalom felé „csúsznak” (homokos vályog, vályog, agyagos vályog, iszapos vályog, iszapos agyagos vályog, iszapos agyag és agyag).

3.2.A Magyarországi Talajszerkezeti Adatbázis (HunSSD) bemutatása

Magyarországi Talajszerkezeti Adatbázis (HunSSD: Hungarian Soil Structural Database) általam használt változata (ver1.0) a K119475 sz. NKFIH pályázat támogatásával, az e célból megalakult kutatócsoport által közösen feltárt 55 talajszelvényből épült fel. Az adatbázis területarányosan képviseli a jelenleg érvényben lévő hazai talajosztályozás valamennyi fontosabb talajtípusát, tartalmazza a minták morfológiai jellemzőin túl a talajszelvények pontos helyét, a talajhasználatot, felszínborítottságot, a legfontosabb talajfizikai és -kémiai alapadatokat, és számos további speciális talajvizsgálati adatot (pl. MÖ [többféle módszerrel meghatározva], talajszerkezeti jellemzők [aggregátum-eloszlás, aggregátum-stabilitási mutatók, morfológiai talajszerkezet] humuszminőség, kationadszorpció, BET-felület, hidrofizikai jellemzők [pF-görbék, vízvezető képesség adatok, szerves folyadékviasszatartó képesség], elemösszetétel [XRF]stb.). Az adatbázis kialakításában doktori munkám keretében (a talajszelvény feltárásuktól kezdve) tevékenyen részt vettem. A HunSSD adatbázis részletes bemutatására azonban a dolgozat keretében - terjedelmi okokból - nincs lehetőségem, ezért szemléltetésként kiválasztottam egy talajszelvényt (a Balatonbogláron felvételezett 1. számú szelvényt - a további szelvények jellemzései a mellékletben található), valamint bemutatom a legfontosabb talaj főtipusok két-két jellemző szelvényének aggregátum-stabilitás (MaAS (%), MiAS (%)) profiljait, melyen szemléletesen látszanak többek közt a földhasználatból fakadó antropogén hatások talajszerkezetet módosító hatásai is.

3.2.1. A feltárt talajszelvények katalogizált eredményei

Balatonboglár (BAB 1) mély humuszos rétegű, felhalmozódási szintig visszameszeződött
típusos Ramann-féle barna erdőtalaj löszön (131)

		Genetikai szintek leírása
	A _{sz1}	
	A _{sz2}	Szín: nagyon sötét szürkés-barna (nedves) (10YR3/2). Laborban kapott szín: sötét sárgásbarna (légszáraz) (10YR3/4), sötétbarna (nedves) (10YR3/3). Fizikai talajféleség: homokos vályog. Szerkezet: leromlott, poliédes. Erősen tömődött. A szint felett gypszint törmelékkel, valószínűleg szántott. Kevés gyökér, gilisztajáratok, pajorjárat, antropogén törmelék (1%). Átmenet a következő szintbe: fokozatos.
	A	Szín: sötét barna (nedves) (10YR3/3). Laborban kapott szín: sötét sárgásbarna (légszáraz) (10YR4/4), sötét sárgásbarna (nedves) (10YR3/4). Fizikai talajféleség: homokos vályog. Szerkezet: szemcsés-poliédes. Kevésbé tömődött. Sok gyökér, nagyobb járatok (pajor, vakond) 50 cm alatt is. Nincs antropogén anyag. Átmenet a következő szintbe: fokozatos.
	B	Szín: vöröses-barna (nedves) (10YR4/4). Laborban kapott szín: sárgásbarna (légszáraz) (10YR5/8), sötét sárgásbarna (nedves) (10YR4/6). Fizikai talajféleség: vályog. Szerkezet: gyengén szerkezetes, diós. Könnyen morzsolódó nagyobb szerkezeti elemek. Kevés gyökér, pajorjáratok, anyagmozgásra utaló nyomok (bekeverés). Szerkezeti elemek felületén helyenként anyagmozgás nyoma. Átmenet a következő szintbe: fokozatos
	Ck	Szín: sárgás-barna (nedves) (10YR5/4). Laborban kapott szín: sárgásbarna (légszáraz) (10YR6/4), barnássárga (nedves) (10YR5/4). Fizikai talajféleség: lösz Szerkezet: homokos vályog Kiválások: mészszerkezet, elszórtan mészgöbök (1-2 cm).

Szint	Mélység (cm)	Szerkezet-morfológia
A _{sz}	5-40	
A	40-60	
B	60-100	
C	100-150	

LABORATÓRIUMI ALAPVIZSGÁLATOK EREDMÉNYEI

Szint	Mélység (cm)	K _A	hy1	pH (H ₂ O)	CaCO ₃ %	EC μS/cm	humusz %
A _{SZ}	5-40	33	1,27	7,85	0,47	198	1,68
A	40-60	33	1,34	7,76	0,36	173	1,29
B	60-100	36	1,67	8,02	0,18	129	0,73
C	100-150	35	0,93	8,44	20,69	147	0,57

FIZIKAI – VÍZGAZDÁLKODÁSI TULAJDONSÁGOK

MÖ (MSZ szabvány)

Szint	Mélység (cm)	Durva homok (0,25 mm <)	Finom homok (0,25-0,05 mm)	Homokliszt (0,05-0,02 mm)	Iszap			Agyag (2 μm >)
					(20-10 μm) %	(10-5 μm) %	(5-2 μm) %	
A _{SZ}	5-40	4,16	45,29	14,78	5,77	4,07	6,03	19,90
A	40-60	3,43	45,74	14,10	6,26	4,22	5,27	20,99
B	60-100	3,21	43,40	15,20	4,65	4,02	4,93	24,59
C	100-150	3,64	44,26	15,31	6,07	5,41	7,31	18,01

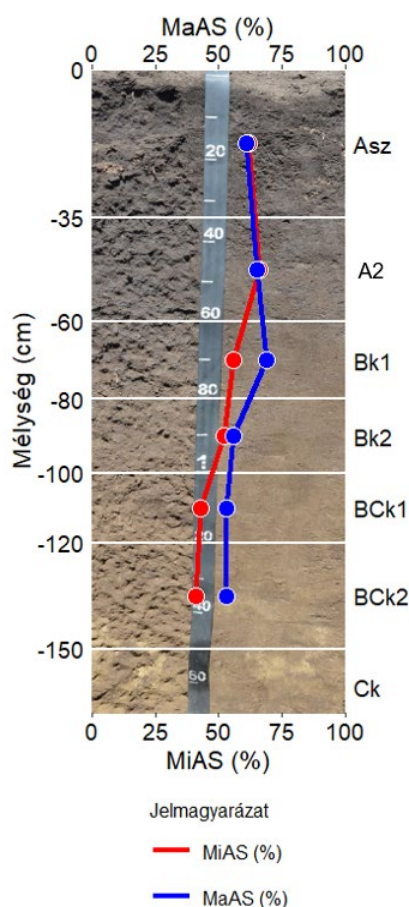
KÉMIAI VIZSGÁLATOK EREDMÉNYEI

Szint	Mélység (cm)	T [CEC] (mmol/100 g)	S (mmol/100 g)	T-S (mmol/100 g)	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺
					mmol/100 g			
A _{SZ}	5-40	19,4	18,5	0,9	13,6	2,28	< 0,1	2,62
A	40-60	18,8	17,9	0,9	13,2	2,49	< 0,1	2,19
B	60-100	18,6	18,3	0,3	14,3	2,53	< 0,1	1,45
C	100-150	21,2	20,9	0,3	17,6	1,73	< 0,1	1,56

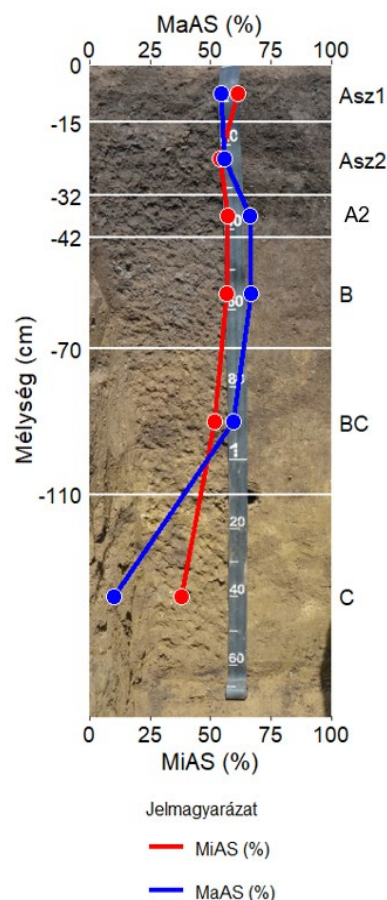
3.2.2. A Hun-SDD adatbázis talajainak aggregátum-stabilitási profil jellemzői

A hazai Hun-SSD adatbázisban vizsgált csernozjom talajok esetében elmondható, hogy a makroaggregátum-stabilitás (MaAS (%)) értékek a legfelső művelt szintekben jellemzően valamivel kisebbek, mint a közvetlen alattuk található humuszos szintekben (17. ábra, 18. ábra). A B szintektől kezdve a MaAS (%) értékek már párhuzamosan követik a humusztartalom csökkenését. A mikroaggregátum-stabilitás (MiAS (%)) változása némiképp hasonló a

makroaggregátum-stabilitás alakulásához, de esetben nem annyira egyértelmű a művelt szint leromlásának kimutathatósága.



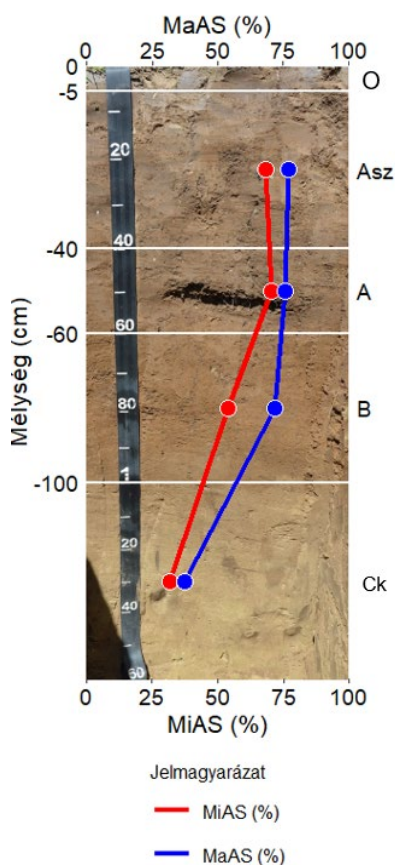
17. ábra. Orosháza
Típusos mészlepedékes csernozjom löszön
(191)



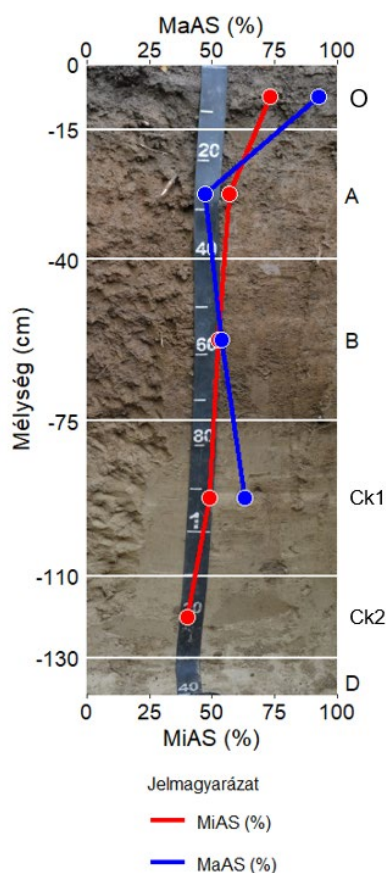
18. ábra. Békéscsaba
Alföldi mészlepedékes csernozjom löszön
(192)

Az adatbázis eltérő földhasználati típusú Ramann-féle barnaerdőtalajai közül kettőt (Balatonboglár - ültetvény (19. ábra), Fiad - erdő (20. ábra)) kiemelve, elmondható, hogy az antropogén hatásokkal csak marginálisan érintett erdő használatú területen feltárt talaj szelvényében a stabilitás értékek lefutása az erdőtalajokra vonatkozó szakirodalmi tapasztalatokkal megegyező módon történt. A MaAS (%) értékek a felső humuszos szintben érik el jelentős maximumukat, míg a szelvényben ehhez képest (a kilúgzással érintett, de kevésbé humuszos szintben) a stabilitás drasztikus csökkenése, majd a felhalmozódási szint, valamint a karbonátos talajképző közet irányában ismét enyhe emelkedés figyelhető meg.

Ugyanakkor az ültetvényként hasznosított, többször mélyen átforgatott Ramann-féle barnaerdőtalaj esetében a makroaggregátum-stabilitási görbének ez a tipikus lefutási mintázata nem figyelhető meg. A MiAS (%) értékek kapcsán a nem bolygatott, erdőként hasznosított talaj esetében a stabilitási görbe maximuma a felszíni humuszos szintben alacsonyabb kezdeti-értékről indul, mint a makroaggregátum-stabilitásnál. A mikroaggregátum-stabilitás görbék lefutása a makroaggregátum-stabilitáshoz képest egyenletesebb, a felszíni szinttől haladva fokozatos csökkenést mutat.



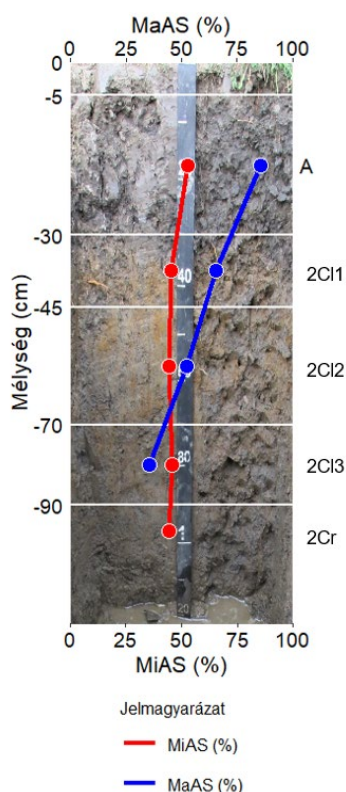
19. ábra. Balatonboglár
Ramann-féle barna erdőtalaj löszön (131)



20. ábra. Fiad
Ramann-féle barna erdőtalaj löszön (131)

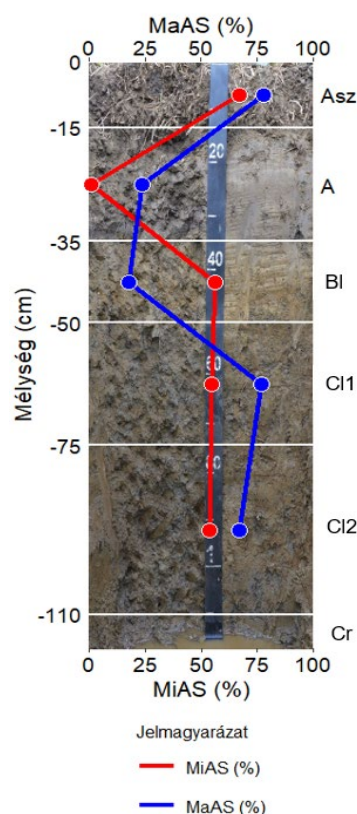
A HUN-SSD adatbázis két nem karbonátos réti talajának makro-és mikroaggregátum -stabilitás görbéinek lefutása az antropogén hatás (földhasználat) típusától függően szintén különbözően alakult. Míg a Szolnokon feltárt talajszelvény (21. ábra) ültetvényen, addig a Rábapaty (22. ábra) területén leírt szelvény szántott területen található. Az ültetvény területre (hasonlóan a

fent bemutatott Ramann-féle barna erdőtalajhoz) jellemző a talajanyag időszakos mély átforgatása, keverése. A MaAS (%) görbe lefutása egyenletes - kiugró értékektől mentes -, a humusztartalom csökkenésével párhuzamos lassú csökkenést mutat. A MiAS (%) értékek kevésbé változnak, a legfelső szinthez képest lefelé haladva enyhe csökkenést tapasztalhatunk. Feltehetően a szervesanyag csökkenését „kompenzálják” a vasoxi-hidroxidok és egyéb kolloidális alkotók felhalmozódásai, amelyek némiképp „átveszik” a stabilizáló funkciót (egyébként sem túl nagy ennél a szelvénynél a mikroaggregátum-stabilitás). A szántóterületen feltárt talajszelvény esetében az aggregátum-stabilitás értékek (MaAS (%) és MiAS (%)) a felszíni humuszos szintnél mutatnak maximumot, amit hirtelen stabilitás csökkenés követ az A és a MaAS (%) esetében az átmeneti szintben is. Ezt követően a MaAS (%) jelentős növekedése figyelhető meg a vízhatással érintett talajképző kőzet irányába. A MiAS (%) esetében is megfigyelhető ez a növekedés, de kisebb mértékben. Ezen jelenségre egyfajta magyarázatot adhat a kémiai laborvizsgálatok eredményeivel igazolható (melléklet) kiemelkedően magas magnézium-tartalom, melynek eredete bizonytalan, de valószínűsíthetően öntözővízből származik, esetleg a hidromorf réti talajképződés dinamikájának jellemzője (MÁTÉ, 1955). A Rábapaty területén feltárt nem karbonátos réti talaj esetén megfigyelhetők a szakirodalmi közleményekben általánosan leírtak - a magasabb makroaggregátum-stabilitási értékeket a nagy agyagtartalomhoz kapcsolódó jelentősebb mennyiségű szerves szén is magyarázhatja, mely alapvetően növeli az aggregátumok vízállóságát (NIEWCZAS & WITKOWSKA-WALCZAK 2003). Ezt a stabilizáló hatást itt is kiegészíthetik a vasoxi-hidroxid és egyéb - a réti talajképződéssel összefüggően megjelenő - kolloid alkotórészek is.



21. ábra. Szolnok

Nem karbonátos réti talaj, iszapos üledéken
(302)



22. ábra. Rábapatty

Nem karbonátos (meszezett) réti talaj
öntés anyagon (302)

3.3. Makroaggregátum-stabilitás eredmények (HunSSD adatbázis)

3.3.1. A humuszminőség változókat nem tartalmazó MaAS (%) adatbázis korrelációs mátrix elemzésének eredményei

A készített Pearson-féle korreláción alapuló elemzés feltárja a változópárok közötti kapcsolatot - a HunSSD adatbázis MaAS (%) eredményei és humuszminőséget nem tartalmazó adatbázis talajváltozói között (1. melléklet). A korrelációs mátrix elemzés alapján elmondható, hogy a MaAS (%) és más talajtulajdonságok között szignifikáns (***) jelentős kapcsolat, közepes korreláció kizárólag a humusz-tartalom esetén tapasztalható ($r = 0,503$), ennek iránya pozitív. Tehát a vizsgált talajok esetében a humusztartalom növekedésével párhuzamosan nőtt a makroaggregátum-stabilitás. Szignifikáns (***) biztos, de gyenge kapcsolat tapasztalható a por-tartalom ($r = -0,212$) Na (S%) ($r = -0,284$), Mg (S%) ($r = -0,337$), pH (H₂O) ($r = -0,237$) és a MaAs (%) között. Ezek iránya minden esetben negatív volt, tehát a változók értékének

növekedésével párhuzamosan csökkent a makroaggregátum-stabilitás értéke is. Az elemzésbe vont egyéb változók (talajtulajdonságok) és a makroaggregátum-stabilitás között gyenge, elhanyagolható kapcsolat volt tapasztalható. Az egyes változók között - a szakirodalmi evidenciákon túlmenően (pl. pH (H₂O) - CaCO₃ -tartalom szoros összefüggése), illetve a multikollinearitást kizárva (a MÖ frakcióinak egymáshoz viszonyított alakulása) - korrelációs kapcsolat nem mutatkozott. Az ábrán feltüntettük az egyes talajváltozók eloszlását is. Látható, hogy néhány talajváltozó eloszlása (Na (S%); EC (μS/cm); CaCO₃ (%); humusz (%)) nagyon eltért a normál eloszlástól, ezért a Random Forest becslések előtt ezeket a változókat logaritmikus transzformációval normalizáltuk.

3.3.2. A MaAS (%) Random Forest becselő modelljeinek eredménye a humuszminőség változók bevonása nélkül

A humuszminőség változókat nem tartalmazó, nagyobb adatbázisból felállított 1-es típusú modellek (N= 177) megmutatják, hogy a humuszminőség szerepét nem vizsgálva, mely talajtulajdonságok befolyásolják leginkább a talajok makroaggregátum stabilitását. A modellek kidolgozása során 500 regressziós fa átlagolásával számított RMSE (átlagos négyzetes hiba négyzetgyöke) értékek összhangban álltak a Random Forest algoritmus által kalkulált R² jellemzőkkel.

Az 1/A modell elemzése alapján megállapítható, hogy amennyiben csak az alapvizsgálati adatok állnak rendelkezésre a Random Forest elemzés során, a legfontosabb makroaggregátum stabilitást befolyásoló paraméterek sorrendben a következők: pH (H₂O) > humusz (%) > por (%) > CaCO₃ (%) > agyag (%) > EC (μS/cm). A modell becslési pontossága: R²=0,477, RMSE=14,85.

Az 1/B modellek esetében, az alapvizsgálati adatok mellett egy adott minta talajszelvénybeli mélységének megjelölését, illetve a földhasználat típusának adatait is figyelembe veszi a becselő modell. Az eredmények alapján elmondható, hogy az 1/B₁ modell esetében az 1/A modellhez hasonlóan a makroaggregátum-stabilitást befolyásoló paraméterek fontossági sorrendje a következő: pH (H₂O) > humusz (%) > por (%) > CaCO₃ (%) > agyag (%) > EC (μS/cm), utolsó helyre azonban beválogatja az elemzés és fontos hatást tulajdonít a feltalaj vagy altalaj pozíciónak. A modell becslési pontossága: R²=0,479; RMSE=14,71. Az 1/B₂ modell esetében az elemzés szerint a makroaggregátum-stabilitást befolyásoló legfontosabb paraméterek sorrendje megegyezik az 1/A és 1/B₁ modellekével, utolsó helyre azonban az elemzés beválogatja a szelvénybeli középmező mélység pozíciót. A modell becslési pontossága: R²=0,456; RMSE= 15,13. Az 1/B₃ modell esetében ugyanezen korábban leírt sorrendiséget állapíthatjuk

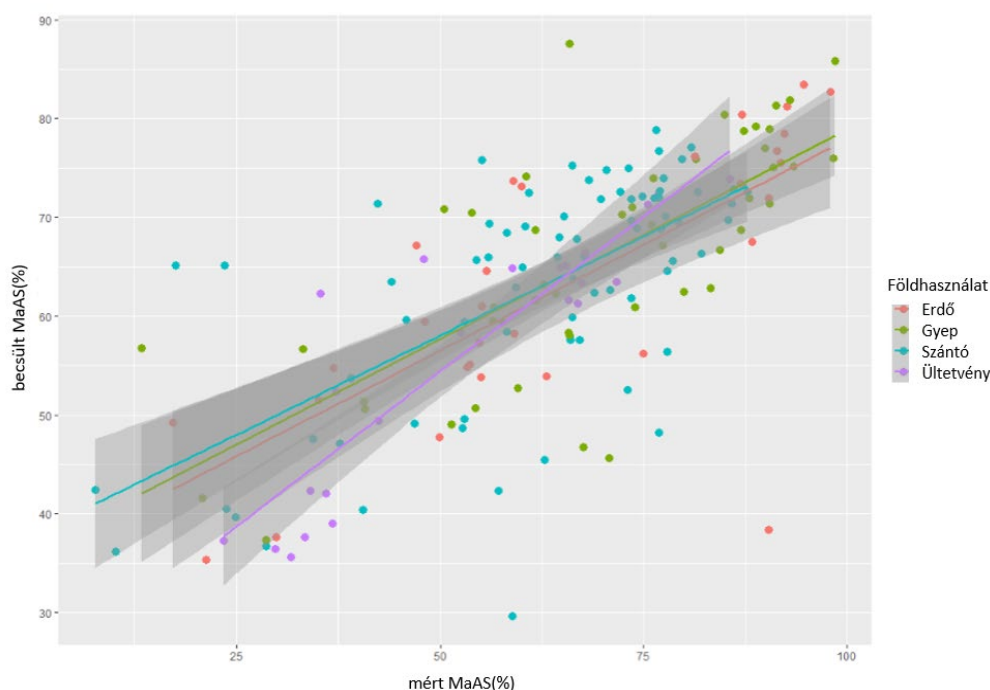
meg a legfontosabb makroaggregátum-stabilitást meghatározó paramétereknél, azonban a modellalkotás során a Random Forest elemzés a földhasználati adatokat utolsó helyen, de szintén fontosnak tartja. Az 1/B₃ modell becslési pontossága a korábbiaknál kedvezőbb: $R^2=0,505$; RMSE= 14,42. Az 1/B₄ modell a „B” modellekénél használt összes bemeneti adatból épül fel, tehát egyszerre veszi elemzésbe az alapvizsgálati adatokat, feltalaj/altalaj-, középmélység pozíciókat és a földhasználat típusát. Ez a modell a makroaggregátumok stabilitása szempontjából a következő talajtulajdonságokat tartja sorrendben a legfontosabbnak: pH (H₂O) > humusz (%) > por (%) > agyag (%) > CaCO₃ (%) > földhasználat > középmélység (cm) > EC (μS/cm) > feltalaj/altalaj helyzet. Megállapítható, hogy több talajparaméter bevonásával a korábbiak MaAS (%) -ot befolyásoló sorrendje is változott, mivel az agyagfrakció jelenlétének szerepét a stabilitás kialakításában fontosabbnak tartja a modell, mint a CaCO₃ tartalmat. Ugyanakkor az is elmondható, hogy a vizsgálatba bevont „B” modellnél specifikus adatok közül, a legjelentősebb szerepe a makroaggregátum-stabilitás kialakításában a földhasználatnak volt. 1/B₄ teljesítménymutatói a következők voltak: $R^2=0,482$; RMSE=14,75.

A „C” modelcsoport elemzései (az „A” és „B” modellek adatainak hierarchikus beépítése mellett), tartalmazzák a báziscsere-vizsgálatok adatait is. Az 1/C₁ modell az alapvizsgálati adatok mellett kizárólag báziscsere vizsgálati adatokat tartalmazott (kicserélhető kationok). A bemeneti adatok közül, a makroaggregátum-stabilitás becslése szempontjából fontos paraméterek sorrendben a következőknek adódtak: humusz (%) > pH (H₂O) > Mg (S%) > por (%) > agyag (%) > Na (S%) > CaCO₃ (%) > EC (μS/cm) > Ca (S%) > T-S (mmol/100 g). A modell becslési pontossága: $R^2=0,495$; RMSE=14,59. Az 1/C₂ modell tartalmazza a minták feltalaj/altalaj származási adatait is, amik azonban a modellalkotás során nem kerültek be a legfontosabb MaAS (%) -ot befolyásoló tényezők közé. Az 1/C₂ modell becslési pontossága: $R^2=0,483$, hibája RMSE=14,76. Az 1/C₃ modell tartalmazza a vizsgált minták lehetséges középmélység helyzetének adatait. Ez esetben a középmélységben való elhelyezkedés meghatározónak bizonyult a makroaggregátum-stabilitás szempontjából. A MaAS (%) -ot befolyásoló tényezők sorrendben a következőképpen alakultak: pH (H₂O) > humusz (%) > Mg (S%) > por (%) > CaCO₃ (%) > agyag (%) > Na (S%) > középmélység (cm) > Ca (S%) > T-S (mmol/100g). Az 1/C₃ modell teljesítménymutatói a következők: $R^2= 0,480$ és RMSE=14,80. Az 1/C₄ becslő modellek az alap- és báziscsere vizsgálati adatok mellett, földhasználati adatokat is tartalmaznak. A földhasználat jellegét a „C” típusú modellek esetében is fontosnak tartotta a modellalkotó elemzés. Az 1/C₄ becslő modellek esetében a legfontosabb makroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságok sorrendben a következők voltak: pH (H₂O) > humusz

(%) > Mg (S%) > por (%) > agyag (%) > Na(S%) > CaCO₃ (%) > földhasználat típusa > EC (μS/cm) > Ca (S%). Az 1/C₄ modell becslési pontossága: R²=0,520; RMSE=14,20.

1/C₄ modell becslési pontosságának esetleges javíthatósága érdekében (mivel ez volt a legpontosabb modell) az elemzést megelőzően elvégzésre került egy előzetes szelekció is („feature selection”). Az 1/C_{4f} modell esetében a bemeneti adatok megegyeztek az 1/C₄ modellével. Mivel a Random Forest algoritmus alapvetően nem tesz különbséget a jellemzők relevanciája között a döntési fák alkotása során (mivel az egyes jellemzők véletlenszerűen kerülnek beválogatásra), így az előzetes szelekcióval az esetleges irreleváns jellemzők (redundanciák) kiszűrésével javítható egy adott modell becslési pontossága. Azonban az előzetes szekció után lefuttatott Random Forest algoritmus után megállapítható, hogy 1/C_{4f} modell becslési pontosságának paraméterei megegyeztek az eredeti 1/C₄ modellével.

A földhasználat szerepét vizsgálva megállapítható, hogy a mért és a legjobb becslési pontosságot adó (1/C₄) modell alapján becsült MaAS (%) értékek a legkisebb szórást az ültetvény területek talajainál mutatták, míg a gyepek, erdők, szántó területekről származó talajok mintáinál jelentősebb szórást tapasztaltunk (23. ábra).

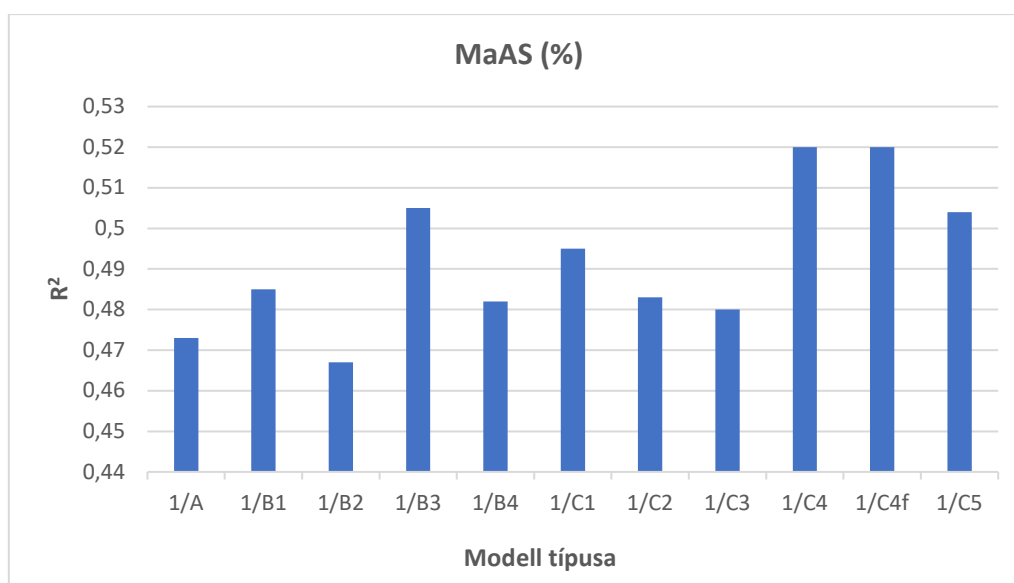


23. ábra: A makroaggregátum-stabilitás MaAS (%) és a földhasználat kapcsolata (humuszminőség adatok nélkül)

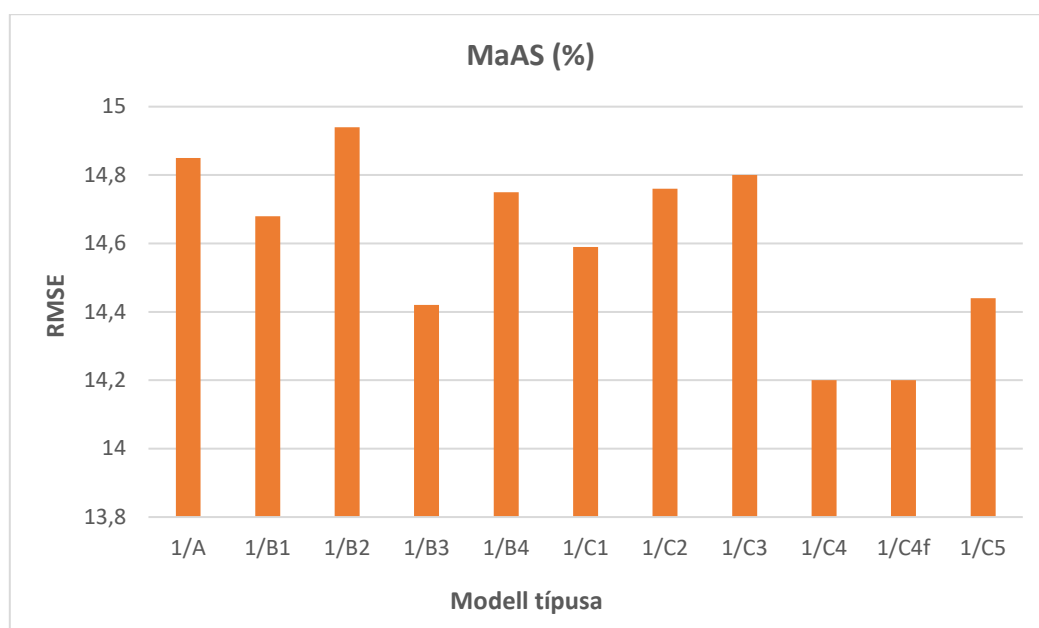
Az 1/C₅ modell bemeneti adatai az alapvizsgálati és báziscsere adatok mellett tartalmazzák a minták altalaj-feltalaj-, közép-mélység elhelyezkedési információit, valamint a földhasználat

típusát. A modell az utóbbi három közül a középmedységet, illetve a földhasználat típusát tartja meghatározónak a makroaggregátumok stabilitása szempontjából. A Random Forest elemzés alapján 1/C₅ modell esetében, sorrendben a következő talajtulajdonságok határozzák meg a makroaggregátum-stabilitást: humusz (%) > pH (H₂O) > Mg (S%) > por (%) > agyag (%) > CaCO₃ (%) > Na (S%) > középmedység (cm) > földhasználat típusa > Ca (S%). A modell teljesítménymutatói az alábbiak szerint alakulnak: R²=0,504 és RMSE=14,44. Amennyiben előzetes szelekciót is végzünk 1/C_{5f} modell esetében a makroaggregátum-stabilitást meghatározó tényezők közül a földhasználatra vonatkozó információk bizonyulnak fontosnak, az esetleges középmedységi helyzet kikerül a fontosnak tartott jellemzők közül. Az 1/C_{5f} modell esetében a makroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonságok sorrendben a következők voltak: pH (H₂O) > humusz (%) > Mg (S%) > por (%) > Na (S%) > agyag (%) > Ca (S%) > földhasználat > T-S (mmol/100 g) > EC (μS/cm). A modell teljesítménymutatói 1/C₅ modellhez képest csak minimálisan javultak: R²=0,506; RMSE=14,41 (ezért ezzel a modellel a továbbiakban nem is foglalkoztunk).

Az 1-es típusú, humuszminőség változókat nem tartalmazó makroaggregátum-stabilitást vizsgáló modelleket áttekintve elmondható, hogy a modellek többségének becslési pontossága igen gyengének bizonyult (R² < 0,5). Elfogadható becslési pontosságot mindössze 4 modell mutatott: az 1/B₃, 1/C₄, 1/C_{4f} és 1/C₅ (24. ábra). Ugyanezeknél a modelleknél volt a legkisebb az RMSE érték is (25. ábra). Mind a négy esetben elmondható, hogy közös bemeneti adatként *földhasználatra* vonatkozó információkat tartalmaztak, míg a gyengébb becslési pontosságú modellek egyike sem alkalmazott földhasználati adatokat.



24. ábra: A makroaggregátum-stabilitást becsülő 1-es típusú, humuszminőség változókat nem tartalmazó modellek statisztikai becselő pontossága (R²)



25. ábra: A makroaggregátum-stabilitást becsülő 1-es típusú, humuszminőség változókat nem tartalmazó modellek hibája (RMSE)

3.3.3. A humuszminőség változókat is tartalmazó MaAS (%) adatbázis korrelációs mátrix elemzésének eredményei

A korrelációs mátrix elemzés a makroaggregátum-stabilitás és a humuszminőség adatokat is tartalmazó talajváltozók között egyetlen esetben sem mutatott közepes, vagy annál erősebb kapcsolatot (2. melléklet). Biztos, de gyenge szignifikáns (***) kapcsolatot azonban több esetben is feltárt. A por (%) ($r = -0,210$), Mg (S%) ($r = -0,239$) és a pH (H₂O) ($r = -0,265$) esetében a kapcsolat negatív irányt mutatott, míg a humusz (%) ($r = +0,396$) és a C/N ($r = +0,216$) talajváltozónál pozitív irányú kapcsolatot állapítottunk meg. Ennek értelmében, míg ez előbbi változók értékének növekedésével párhuzamosan csökkent a makroaggregátum-stabilitás, addig a szervesanyaggal összefüggő változók értékének növekedése a makroaggregátum-stabilitást növelte. A teljes mátrixot vizsgálva, a változók közötti kapcsolatot elemezve (a legáltalánosabb talajtani összefüggéseket figyelmen kívül hagyva) egyéb korrelációs kapcsolat nem mutatkozott. Az ábrán ez esetben is feltüntettük az egyes talajváltozók eloszlását. Megállapítható, hogy az előzőekben talált nem normál eloszlású változók (Na (S%); EC (μS/cm); CaCO₃ (%); Humusz (%)) mellett a Hargitai-féle humuszminőség mutatók eloszlása is indokolta azt, hogy a Random Forest becslések előtt ezeket a változókat logaritmikus transzformációval normalizáljuk.

3.3.4. A MaAS (%) Random Forest becselő modelljeinek eredménye a humuszminőség változók bevonása mellett

A 2-es típusú modelleszoport makroaggregátum-stabilitást becselő modelljei a humuszminőség változókat is tartalmazó, szűkebb adatbázisból készültek (N=118), tehát csak azon minták vizsgálati eredményei kerültek a 2-es modellek alapját adó adatbázisba, ahol a humusztartalom meghaladta a 0,5%-ot, mivel kizárólag ezen minták esetében történt humuszminőség vizsgálat is. A 2-es típusú modell hierarchikus bővítése az 1-es modellekével megegyező sorrendben történt.

A 2/A modell kizárólag alapvizsgálati adatokat tartalmazott. A Random Forest analízis alapján a következő sorrendben írhatók fel a makroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonságok: pH (H₂O) > humusz (%) > por (%) > CaCO₃ (%) > agyag (%) > EC (μS/cm). A modell eredménymutatóit tekintve R²=0,391 gyengébb, RMSE értéke viszont kedvezőbb (13,66), mint az 1/A modell esetében.

A 2/B₁ modell az alapvizsgálati adatok mellett tartalmazza a lehetséges feltalaj/altalaj helyzetre vonatkozó információkat is; az algoritmus a makroaggregátum-stabilitás szempontjából ugyan utolsó helyen, de fontos tulajdonságnak ítélte meg ezt az információt. A 2/A modellhez képest ezen többlet-információ bevonása miatt változás tapasztalható a talajtulajdonságok fontossági sorrendjében, melyek a makroaggregátum-stabilitást meghatározzák: a minták agyagtartalma kevésbé bizonyult fontosnak e tekintetben, mint a vezetőképessége (EC (μS/cm)). A 2/B₁ modell teljesítménymutatói a következők: R²=0,404; RMSE=13,51- tehát az 1/B₁ modellhez viszonyítva a statisztikai becslési pontossága gyengébb, ellenben az RMSE értéke alacsonyabb. A 2/B₂ modell addicionális adatsora a középmedlységre vonatkozó információ-tartalom volt. Hasonlóan a 2/B₁ modellhez, a mélységi (itt középmedlység) elhelyezkedésre vonatkozó információt az algoritmus szintén beválogatta a legfontosabb MaAS (%) -ot meghatározó tulajdonságok közé. A legfontosabb makroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságok sorrendje megegyezik a 2/B₁ modell esetében tapasztaltakkal (utolsó helyen váltakoznak a mélységi elhelyezkedésre vonatkozó információk). A modell statisztikai pontossága azonban az előbbi, 2/B₁ modellhez képest kedvezőtlenebb (R²= 0,381, valamint RMSE értéke is magasabb (13,77), tehát a hibája is nagyobb, mint az előbbi modellé). Az R² értéke 1/B₂ modellhez viszonyítva is kedvezőtlenebb, azonban becslésének hibája alacsonyabb. A 2/B₃ modell az alapvizsgálati adatok mellett a földhasználatra vonatkozó információkat is tartalmazta. A földhasználat típusát az algoritmus a 3. legfontosabb tulajdonságként (szempontként) határozza meg a makroaggregátum-stabilitás szempontjából, a pH (H₂O),

valamint a humusztartalmat követően. A sorban negyedikként az EC (vezetőképességet), majd az agyag (%) és por%, végül utolsó helyre a CaCO_3 (%) szerepét pozicionálja. A 2/B₃ modell teljesítménymutatói az eddigi „2/B” modellekhez képest kedvezőbb: $R^2=0,433$; RMSE=13,17. 2/B₄ modell az alapvizsgálati adatok mellett, az feltalaj/altalaj-, illetve középmélység helyzeti információkból, valamint a földhasználat típusának adataiból épült fel (tehát együttesen tartalmazza 2/B₁, B₂, B₃ modellek bemeneti adatait). Az adalék információk közül 2/B₄ modell esetében a földhasználat típusa a makroaggregátum-stabilitás szempontjából itt is a 3. helyre került, közvetlen a pH (H₂O) és a humusztartalom után. Ezt követte a por (%), agyag (%), EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$), CaCO_3 (%), majd az utolsó két helyen a középmélység, illetve a feltalaj/vagy altalaj pozíció. Tehát az elemzésbe együttesen beválogatva, az utóbbi két információnak is meghatározó szerepe van a MaAS (%) kialakításában. A modell statisztikai mutatói: $R^2=0,409$; RMSE=13,46. A 2/B₄ modell becslési pontossága 1/B₄ modellhez képest kisebb, azonban hibája (RMSE értéke) kedvezőbb.

A 2/C₁ modell a csökkentett elemszámú 2-es típusú adatbázis alapvizsgálati adatai mellett, a báziscsere vizsgálatok eredményeiből épült fel. A makroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságok sorrendje a következő volt: pH (H₂O) > humusz (%) > Mg (S%) > por (%) > CaCO_3 (%) > Ca (S%) > Na (S%) > EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) > agyag (%) > T-S (mmol/100 g). A modell teljesítménymutatói a következők: $R^2=0,433$; RMSE=13,17. A 2/C₂ modell tartalmazza a feltalaj/altalaj helyzeti információkat is, azonban az algoritmus ezt az adattípust nem sorolta a legfontosabb makroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságok közé. Ellenben a stabilitást meghatározó paraméterek fontossági sorrendje a következőképpen alakult: pH (H₂O) > humusz (%) > Mg (S%) > Ca (S%) > por (%) > EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) > agyag (%) > Na (S%) > CaCO_3 (%) > K (S%). A 2/C₂ modell statisztikai mutatói: $R^2=0,434$; RMSE=13,17. Az 1/C₂ modellel összehasonlítva becslési pontossága gyengébb, ellenben RMSE értéke alacsonyabb, tehát hibája kisebb. A 2/C₃ modell az alapvizsgálati és báziscsere adatok mellett, bemeneti adatként tartalmazza az esetleges középmélységben való elhelyezkedésre vonatkozó információkat. A középmélységben való elhelyezkedést az algoritmus nem sorolta a fontos makroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságok közé. A modell teljesítménymutatói a következők voltak: $R^2=0,435$; RMSE=13,15. A 2/C₄ modell az alapvizsgálati és báziscsere adatok mellett, tartalmazza a földhasználatra vonatkozó információkat is. Az elemzés a földhasználat szerepét a makroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából a bemeneti adatok közül sorrendben a negyedik legfontosabbnak állapította meg. Ahogy a „2/C” modellek mindegyikénél, úgy ezen modell esetében is a legfontosabb makroaggregátum-stabilitást befolyásoló tulajdonságok közül az első három helyen sorrendben a következők találhatók: pH (H₂O) > humusz (%) > Mg

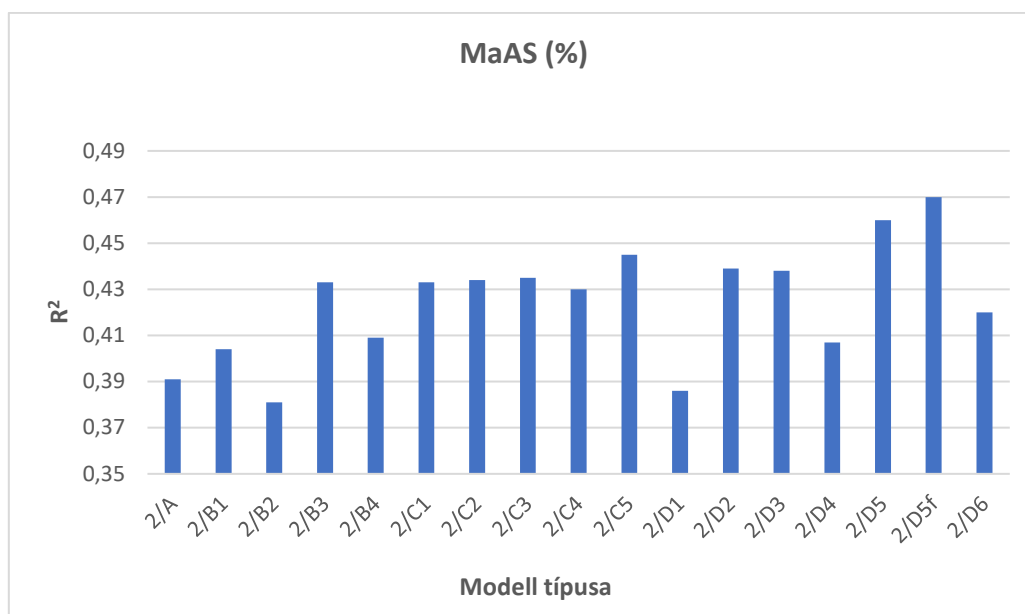
(S%). Ezeket követi a földhasználat, majd a por (%) > Ca (S%) > agyag (%) > EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) > Na (S%) > T-S (mmol/100 g). A 2/C₄ modell statisztikai becslési mutatói: $R^2=0,430$; RMSE=13,20. Az 1/C₄ modellel összehasonlítva a 2/C₄ modell statisztikai becslő pontossága gyengébb, ellenben hibája kisebb. A 2/C₅ modell együttesen tartalmazza az alapvizsgálati- és báziscsere adatokon felül az összes bővítmény adatot (feltalaj/altalaj, középmélység, földhasználat). Az algoritmus hasonlóan 2/C₄ modellhez a földhasználatot itt is a negyedik legfontosabb makroaggregátum-stabilitást meghatározó információnak tartja. Ezt előzik meg szintén (az előbbi modellel megegyezően) a pH (H₂O) > humusz (%) > Mg (S%). A földhasználatot követően a makroaggregátum-stabilitás szempontjából meghatározó talajtulajdonságok sorrendben a következőképp alakultak: por (%) > agyag (%) > Na (S%) > Ca (S%) > EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) > T-S (mmol/100 g). 2/C₅ modell teljesítménymutatói: $R^2=0,445$; RMSE= 12,99.

2/D modellek bemeneti adatként tartalmazzák a Hargitai-féle humuszminőség adatok Q (stabilitási szám) és K (stabilitási koefficiens) értékeit, valamint a C/N arányt. 2/D₁ modell az alapvizsgálati adatok mellett kizárólag humuszminőséget jellemző adatokat tartalmaz. Az algoritmus egyértelműen jelzi, hogy a makroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából a humuszminőségnek fontos szerepe van: a legmeghatározóbb talajtulajdonságok közül a pH (H₂O) és a humusztartalom után a Hargitai humuszminőség adatok közül a Q-érték a harmadik, a K-érték a negyedik helyen szerepel. Ezt követi a por (%) > EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) > agyag (%) > CaCO₃ (%), majd a C/N arány. A modell statisztikai becslő pontossága $R^2=0,386$; hibája RMSE =13,71. A 2/D₂ modell megalkotása során az alapvizsgálati és a fent említett humuszminőséget jellemző adatok mellett, a báziscsere vizsgálati adatok eredményei is bekerültek az elemzésbe. Ez esetben az algoritmus a következő bemeneti információkat tartotta meghatározónak (fontossági sorrendben) a talajok makroaggregátum-stabilitása szempontjából: pH (H₂O) > humusz (%) > Hargitai K-érték > Mg (S%) > Hargitai Q-érték > por (%) > agyag (%) > Ca (S%) > Na (S%) > EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$). A modell becslési pontossága $R^2=0,439$; hibája RMSE=13,11. A 2/D₃ becslő modell tartalmazta a feltalaj/altalaj pozícióra utaló információkat is, az algoritmus azonban nem válogatta be ezt az információt (tulajdonságot) azon legfontosabbak közé, melyek hatással vannak az adatbázis talajainak makroaggregátum-stabilitására. A humuszminőséget jellemző adatok ennek a modellnek az esetében a negyedik és ötödik fontossági helyre kerültek. A 2/D₃ modell statisztikai becslő pontossága $R^2=0,438$; hibája RMSE=13,11. A 2/D₄ modell tartalmazta a középmélységre vonatkozó információkat, mely adattípus hasonlóan a feltalaj/altalaj pozícióhoz szintén nem került az algoritmus alapján azon fontos tulajdonságok közé, melyek a makroaggregátum-stabilitást ezen esetben meghatározzák.

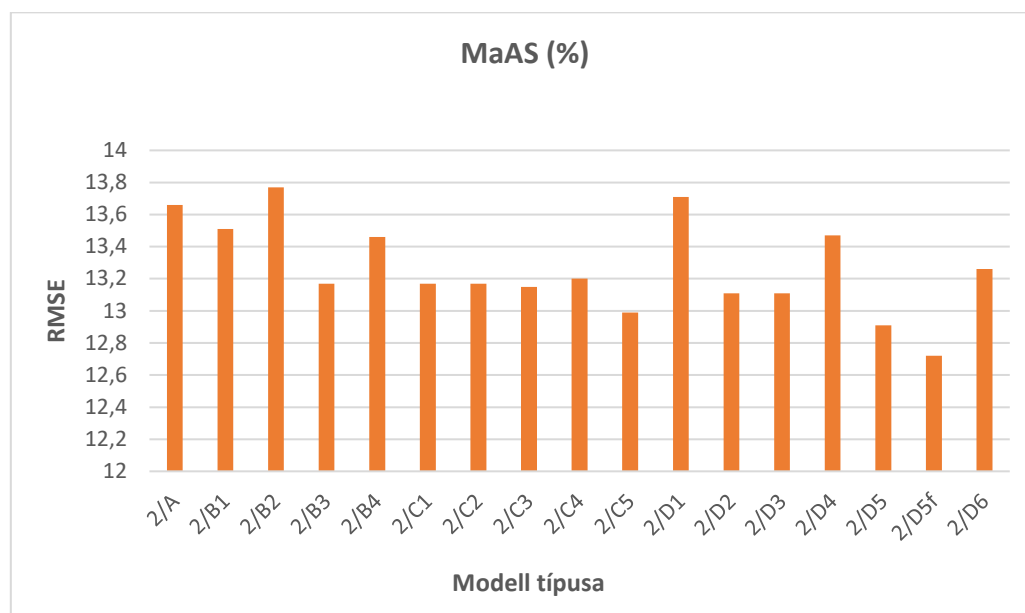
A meghatározó talajtulajdonságokat tekintve az első két helyen változatlanul a pH (H₂O) és a humusztartalom szerepelt, majd ezt követte a Hargitai K-érték (a Hargitai Q-érték a hatodik helyen található). A modell teljesítménymutatói a következők voltak: $R^2 = 0,407$; RMSE=13,47. A 2/D₅ modell tartalmazta a földhasználatra vonatkozó információkat, amelyet a Random Forest algoritmus elemzése - szemben a feltalaj/altalaj és középmélység pozíciókkal - a negyedik legfontosabb makroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságként határozott meg. A fontosnak talált bemeneti adatok sorrendje a következőképp alakult: pH (H₂O) > humusz (%) > Hargitai Q-érték > földhasználat > Mg (S%) > Hargitai K-érték > por (%) > EC (μS/cm) > agyag (%) > Ca (S%). Megállapítható, hogy a földhasználatra vonatkozó információ bevonása az elemzésbe javította a modell statisztikai becslő pontosságát ($R^2 = 0,460$), becslési hibája pedig csökkent (RMSE=12,91). 2/D_{5f} modell esetében előzetes rekurzív szelekciót is végeztem az adott becslő modell esetleges további javíthatósága érdekében. Az algoritmus lefuttatását követő változás, hogy az elemzés a humuszminőségnek (Hargitai K-érték) a makroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából meghatározóbb szerepet tulajdonít, mint a humusztartalomnak (eltérően az eddigi tendenciáktól). A pH (H₂O) befolyásoló hatása továbbra az is első helyre került. A makroaggregátum-stabilitást kialakító talajtulajdonságok teljes fontossági sorrendje 2/D_{5f}modell esetében a következő volt: pH (H₂O) > Hargitai K-érték > humusz (%) > földhasználat > Hargitai Q-érték > Mg (S%) > agyag (%) > Na (S%) > EC (μS/cm) > Ca (S%). A modell teljesítménymutatói 2/D₅ modellhez képest javultak az előzetes rekurzív szelekció alkalmazásával $R^2 = 0,470$, RMSE=12,72. 2/D₆ modell együttesen tartalmazta a feltalaj/altalaj-, középmélység pozícióra utaló és földhasználatra vonatkozó információkat. A legfontosabb talajtulajdonságok melyek 2/D₆ modell esetében meghatározták a makroaggregátum-stabilitást sorrendben a következők voltak: pH (H₂O) > humusz (%) > Mg (S%) > Hargitai K-érték > Hargitai Q-érték > földhasználat > por (%) > agyag (%) > Na (S%) > EC (μS/cm). A modell statisztikai becslő pontossága $R^2 = 0,420$; hibája RMSE = 13,26.

A 2-es típusú makroaggregátum-stabilitást becslő modellek általános értékelése alapján elmondható, hogy egyik modell determinációs együtthatója (R^2) sem érte el a 0,5 értéket, tehát a becslések pontossága nem tartható elfogadhatónak (26. ábra). Az RMSE értékek az R^2 értékek növekedésével párhuzamosan csökkentek (27. ábra). Megállapítható, hogy hasonlóan az 1-es típusú modellekhez, a 2-es modellek esetében is meghatározó szerepe volt a makroaggregátum-stabilitás kialakításában a kémhatásnak, illetve a humusztartalomnak. A humuszminőség elemzésbe vonásával egyértelműen megmutatkozik a Hargitai-féle K-érték (humuszstabilitási koefficiens) erős kapcsolata a makroaggregátum-stabilitással, a Hargitai Q-érték (humuszstabilitási szám), ehhez képest kisebb mértékben, de szintén kapcsolatot mutat a

makroaggregátum-stabilitással. A C/N arány egyetlen esetben, a 2/D₁ modell esetében mutat kapcsolatot a makroaggregátum stabilitással, mikor a modell elemzésbe az alapvizsgálati adatok mellett, kizárólag humuszminőség adatok lettek bevonva.



26. ábra: A makroaggregátum-stabilitást becslő 2-es típusú, humuszminőség változókat is tartalmazó modellek statisztikai becslő pontossága (R^2)



27. ábra: A makroaggregátum-stabilitást becslő 2-es típusú, humuszminőség változókat is tartalmazó modellek hibája (RMSE)

3.4. Mikroaggregátum-stabilitás eredmények (HunSSD adatbázis)

3.4.1. *A humuszminőség változókat nem tartalmazó MiAS (%) adatbázis korrelációs mátrix elemzésének eredményei*

Korrelációs mátrix elemzés a mikroaggregátum-stabilitás és a humuszminőség változókat nem tartalmazó talajtulajdonságok között három esetben mutatott ki szignifikáns (***) közepes korrelációt vagy jelentős kapcsolatot (3. melléklet). Ezek a következők voltak: humusztartalom ($r=0,454$), Ca (S%) ($r=0,405$), valamint negatív irányú korreláció mutatkozott a Na (S%) esetében ($r=-0,629$). Biztos, szignifikáns (***) kapcsolat a három változón kívül egyetlen esetben volt kimutatható, a Mg (S%) kapcsán, melynek iránya negatívnak bizonyult ($r=-0,254$). A MiAS (%) és más talajváltozók között a lineáris korreláció elemzés alapján elhanyagolható volt a kapcsolat. A változók között egyéb kapcsolat a kicserélhető Ca (S%), Mg (S%), Na (S%) között állt fenn: [Ca (S%) - Mg (S%) ($r=-0,774$); Ca (S%) - Na (S%) ($r=-0,751$); Mg (S%) - Na (S%) ($r=0,506$)]. Hasonlóan a MaAS (%) vizsgálatokhoz, itt is látható, hogy néhány talajváltozó eloszlása (Na (S%); EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$); CaCO_3 (%); humusz (%)) nagyon eltért a normál eloszlástól, ezért a Random Forest becslések előtt ezeket a változókat ez esetben is logaritmikus transzformációval normalizáltuk.

3.4.2. *A MiAS (%) Random Forest becselő modelljeinek eredménye a humuszminőség változók bevonása nélkül*

A humuszminőség változókat nem tartalmazó, 1-es típusú modellek ($N=224$) a humuszminőség szerepét kizárva mutatják meg, hogy mely talajtulajdonságok befolyásolják leginkább a vizsgált talajok mikroaggregátum-stabilitását.

Az 1/A modell (csak alapvizsgálati input adatokat tartalmazó becslés) esetében a Random Forest elemzés által meghatározott legfontosabb mikroaggregátum-stabilitást befolyásoló tényezők sorrendben a következők voltak: pH (H_2O) > CaCO_3 (%) > EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) > humusz (%) > agyag (%) > por (%). A modell teljesítménymutatói a következők voltak: $R^2=0,620$; RMSE=14,14.

Az 1/B₁ modell az alapvizsgálati adatok mellett tartalmazza az esetleges feltalaj/altalaj helyzetre vonatkozó információkat is. A mikroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságok fontossági sorrendje az 1/A modellel nagyfokú egyezést mutatott (az első hat tulajdonság tekintetében), a Random Forest elemzés alapján megállapítható a hatodik helyen az feltalaj/altalaj helyzet jelentősége is, mely feltehetően a különböző szerves alkotók

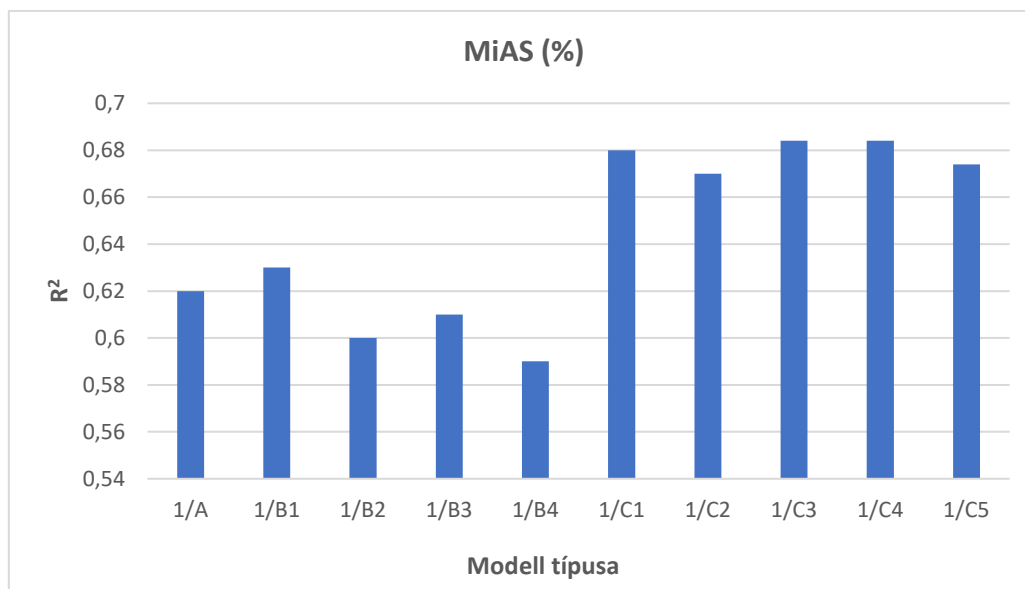
stabilizáló szerepét tükrözi. Az 1/B₁ modell statisztikai becslő pontossága $R^2=0,630$, empirikus szórása (hibája) RMSE=14,05. Az 1/B₂ modell az alapvizsgálati adatok mellett tartalmazza az esetleges középmezőnyben való elhelyezkedésre utaló információkat. A mikroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonságok sorrendben a következőképp alakultak: pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > EC (μS/cm) > humusz (%) > agyag (%) > por (%) > középmezőny (cm). A modell becslési pontossága $R^2=0,600$; hibája RMSE=14,52. Az 1/B₃ modell az alapvizsgálati adatok mellett tartalmazza a földhasználatra vonatkozó információkat is. A földhasználat típusát a Random Forest elemzés utolsó, hatodik helyen beválogatta a fontos, mikroaggregátum-stabilitást meghatározó paraméterek közé. A MiAS (%) szempontjából fontos talajtulajdonságok sorrendje a következő volt: pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > EC (μS/cm) > humusz (%) > agyag (%) > por (%) > földhasználat. 1/B₃ modell teljesítménymutatói: $R^2=0,61$; RMSE=14,29. Az 1/B₄ modell együttesen tartalmazza az feltalaj/altalaj-, középmezőny pozíciókra utaló és földhasználatra vonatkozó információkat is. Az algoritmus a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából fent felsorolt három paraméter közül a sorrendben a középmezőny, az feltalaj/altalaj pozíciót és utolsóként a földhasználat típusát tartotta fontosnak. Az elemzés során megállapított legfontosabb talajtulajdonságok sorrendje a teljeség igényével: pH (H₂O) > CaCO₃ > EC (μS/cm) > humusz (%) > agyag (%) > középmezőny > por (%) > feltalaj/altalaj > földhasználat. Az 1/B₄ modell statisztikai becslő pontossága: $R^2=0,590$; RMSE=14,56. Megállapítható tehát, hogy a három addicionális információ együttes bevonása az elemzésbe rontotta ugyan a modell teljesítménymutatóit, azonban sorrendiséget állított fel közöttük, melynek alapján kiolvasható, hogy a legjelentősebb szerepe a középmezőny pozícióban való elhelyezkedésnek van (melynek talajtípusonként a pedogenezistől függően számos oka lehet).

1/C₁ modell az alapvizsgálati adatok mellett tartalmazza a báziscsere vizsgálatok (kicserélhető kationok) eredményeit is bemeneti adatként. A kicserélhető kationok elemzésbe vonásával a mikroaggregátum-stabilitásra ható tényezők kapcsán (szemben a makroaggregátumokkal) rögtön megmutatkozott a Na⁺-ionok jelenlétének domináns szerepe (ez minden „1/C” modell esetében megfigyelhető). A legfontosabb mikroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonság a Na (S%) lett, melyet a pH (H₂O) követett. Harmadik helyre a CaCO₃-tartalom, mint fontos mikroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonság került, ezt követték sorrendben az EC (μS/cm) > Ca (S%) > humusz (%) > Mg (S%) > por (%) > agyag (%) > K (S%). A modell teljesítménymutatói az eddigi tapasztalatokhoz képest kedvezőbbek lettek: statisztikai becslő pontossága: $R^2=0,680$; hibája RMSE =12,89. Az 1/C₂ modell tartalmazza a feltalaj/altalaj helyzetre vonatkozó információkat is. Ebben az esetben a feltalaj/altalaj pozíció

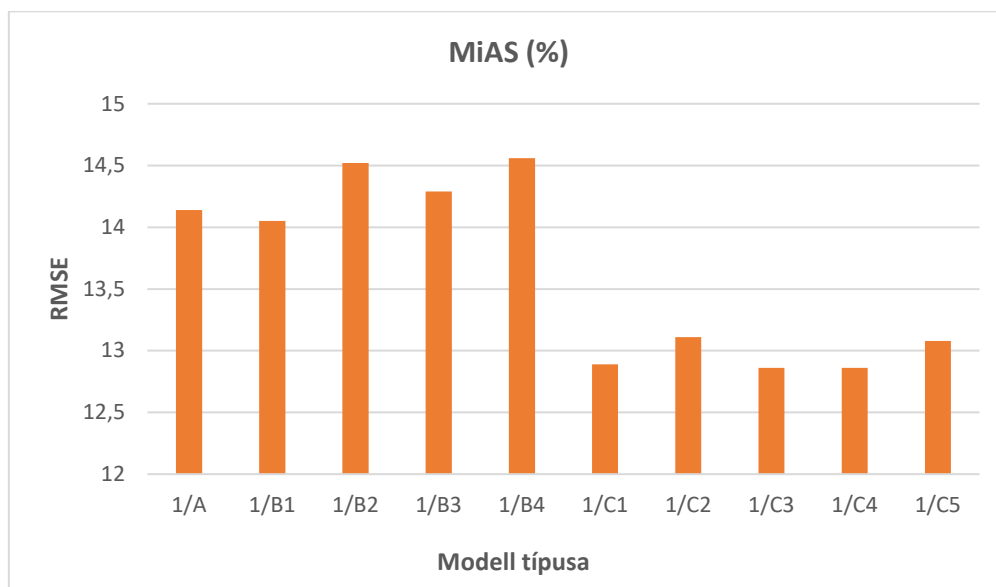
szerepe a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából nem bizonyult fontosnak. A stabilitást meghatározó tulajdonságok sorrendje megegyezett az 1/C₁ modell esetében tapasztaltakkal azon különbséggel, hogy az algoritmus ezen esetben fontosabbnak állapította meg a Ca (S%) szerepét az EC-vel szemben. A modell teljesítménymutatói: R²=0,670; RMSE=13,11. Az 1/C₃ modell bemeneti adatai tartalmazták az esetleges középmezőnyben való elhelyezkedésre utaló információkat. A középmezőnyben való elhelyezkedés, szemben az feltalaj/altalaj pozícióval meghatározónak bizonyult a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából. A stabilitást meghatározó talajtulajdonságok a Random Forest algoritmus lefuttatása után az 1/C₃ modellnél sorrendben a következőképpen alakultak: Na (S%) > pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > Ca (S%) > EC (μS/cm) > humusz (%) > Mg (S%) > por (%) > középmezőny (cm) > agyag (%). A modell becslő pontossága R²=0,680; hibája RMSE=12,86. Az 1/C₄ modell tartalmazta a földhasználatra vonatkozó információkat. Ez a bementi adattípus az algoritmus futtatása után nem bizonyult fontosnak a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából. A mikroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonságok fontossági sorrendje megegyezett az 1/C₂ modell (feltalaj/altalaj információkkal bővített modell) esetében tapasztaltakkal. A modell statisztikai becslő pontossága R²=0,684; hibája RMSE=12,86. Az 1/C₅ modell együttesen tartalmazza az alapvizsgálati és báziscsere adatok mellett a feltalaj/altalajra, a középmezőnyre és a földhasználatra vonatkozó információkat. Az algoritmus az említett három információ közül egyedül a középmezőnyben való elhelyezkedést tartotta meghatározónak a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából. Az 1/C₅ modell esetében a mikroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonságok fontossági sorrendje a következő volt: Na (S%) > pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > Ca (S%) > EC (μS/cm) > humusz (%) > Mg (S%) > középmezőny (cm) > agyag (%) > por (%). A modell teljesítménymutatói: R²=0,674; RMSE=13,08. Az 1/C_{5f} modell esetében 1/C₅ modell javíthatósága érdekében előzetes rekurzív szelekciót (feature selection) is végeztem - tehát a bemeneti adatok megegyeztek 1/C₅ modellével. Azonban ez esetben a szelekció nem eredményezett javulást a teljesítménymutatók tekintetében.

Az 1-es típusú, humuszminőség vizsgálati eredményeket nem tartalmazó, 224 bemeneti adatból felépülő mikroaggregátum-stabilitást becslő modellek teljesítménymutatói a teljes vizsgálati sorozat dimenziójában igen kedvezőek. A modellek becslési pontossága minden esetben az elfogadható (R²=0,75-0,9) kategóriába sorolható (28. ábra). Az 1-es típusú mikroaggregátum-stabilitást becslő modellek esetében, hasonlóan a makroaggregátum-stabilitáshoz, a kémhatás igen fontos stabilitást meghatározó talajtulajdonságnak bizonyult. Mindemelett azonban fontos tulajdonságnak mutatkozik a CaCO₃-tartalom is. Azonban a báziscsere vizsgálatok elemzésbe

vonásával a fő mikroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonság a kicserélhető nátrium-tartalom lett (az 1/C típusú valamennyi modell esetében). Az 1-es típusú modellek RMSE értéke (a becslés hibája) minden esetben a statisztikai becslő pontossággal összefüggően alakult (az R^2 növekedésével párhuzamosan csökkent) (29. ábra).



28. ábra. A mikroaggregátum-stabilitást becsülő 1-es típusú, humuszminőség változókat nem tartalmazó modellek statisztikai becslő pontossága (R^2)



29. ábra. A mikroaggregátum-stabilitást becsülő 1-es típusú, humuszminőség változókat nem tartalmazó modellek hibája (RMSE)

3.4.3. A humuszminőség változókat is tartalmazó MiAS (%) adatbázis korrelációs mátrix elemzésének eredményei

A humuszminőség változókat is tartalmazó adatbázisban a talajváltozók és a mikroaggregátum-stabilitás közötti lineáris kapcsolatvizsgálás két esetben mutatott ki szignifikáns (***) közepes korrelációt, tehát jelentős kapcsolatot; a Na (S%) esetében negatív ($r=-0,620$), a Ca (S%) esetében ez pozitív ($r=0,472$) volt. A korrelációs mátrix (4. melléklet) elemzés szignifikáns (***) gyenge, de biztos kapcsolatot tárt fel további négy esetben. A humusztartalom ($r=0,240$), Hargitai-féle (Q)-érték ($r=0,289$), valamint a Hargitai-féle (K)-érték ($r=0,231$) esetében pozitív irányú, míg a Mg (S%) ($r=-0,313$) negatív irányú kapcsolat mutatkozott. A MiAS (%) és egyéb talajváltozók között a lineáris korrelációs elemzés kapcsolatot nem tárt fel. A teljes korrelációs mátrixot áttekintve, a multikollinearitást és az általános talajtani összefüggéseket mellőzve, egyéb korrelációs kapcsolat nem mutatkozott. A makroaggregátum-stabilitás vizsgálatokhoz hasonlóan itt is elvégeztük néhány nem normál eloszlású változóra (Na (S%); EC ($\mu\text{S/cm}$); CaCO_3 (%); Humusz (%)), illetve a Hargitai-féle humuszminőség mutatókra a Random Forest becslések előtt a normalizálást logaritmikus transzformációval.

3.4.4. A MiAS (%) Random Forest becselő modelljeinek eredménye a humuszminőség változók bevonása mellett

A 2-es típusú mikroaggregátum-stabilitást becselő modellelcsoporthoz egy szűkített adatbázison épült fel ($N=133$), melyben csak olyan adatsorok szerepeltek, melyek a humuszminőségre vonatkozóan is tartalmaztak információkat (olyan minták voltak ezek, melyeknél a humusztartalom meghaladta a 0,5 %-ot). A 2-es típusú modell hierarchikus bővítése az 1-es modellekével megegyező sorrendben történt.

A 2/A modell csak az alapvizsgálati adatokat tartalmazza. A mikroaggregátum-stabilitást meghatározó legfontosabb talajtulajdonságok sorrendje a 2/A modell esetében a következőképp alakult: CaCO_3 (%) > pH (H_2O) > EC ($\mu\text{S/cm}$) > humusz (%) > agyag (%) > por (%). A modell statisztikai becselő pontossága az 1-es típusú azonos számú modellhez képest jelentősen gyengébb: $R^2=0,302$; hibája RMSE=12,82.

A 2/B₁ modellnél az alapvizsgálati adatok mellett a feltalaj/altalaj pozícióra utaló elkülönítések is bevonásra kerültek az elemzése. Ez esetben a különböző talajtulajdonságok mikroaggregátum stabilitásra ható szerepének fontossági sorrendje a következőképpen alakult: CaCO_3 (%) > EC ($\mu\text{S/cm}$) > humusz (%) > agyag (%) > por (%) > feltalaj/altalaj. Látható, hogy a feltalaj/altalaj információ bevonásával a CaCO_3 -tartalom a pH (H_2O)-t megelőzve változatlanul az első helyen álló, a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából

fontos talajtulajdonság. A 2/B₁ modellnél futtatott elemzés szerint utolsó helyen ugyan, de a feltalaj/altalaj helyzetnek is jelentősége van a mikroaggregátum-stabilitás szempontjából. A modell teljesítménymutatói főként a becslési pontosságát illetően igen gyenge; $R^2=0,316$, RMSE= 12,69. A 2/B₂ modell esetében az alapvizsgálati adatok mellett a középmezőlyiségre vonatkozó információk kerültek bevonásra. A CaCO₃-tartalom helyzete a legfontosabb mikroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonságok között változatlan. A középmezőlyiség elemzésbe vonása (hasonlóan a feltalaj/altalaj információkhoz) az utolsó helyen, de fontos tulajdonságként jelenik meg a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából. A legfontosabb talajtulajdonságok sorrendje a 2/B₁ modellhez viszonyítva az agyagtartalom esetében tér el. A 2/B₂ modell esetében a por frakció mennyiségének a szerepe bizonyult jelentősebbnek az agyagtartalommal szemben a mikroaggregátumok stabilitása szempontjából. A modell teljesítménymutatói a következők voltak: $R^2=0,288$; RMSE= 12,93. Az eltérés tehát igen nagy a mért és becsült MiAS (%) között. A 2/B₃ modell bemeneti adatként tartalmazza a földhasználatra vonatkozó információkat is. A földhasználati adatokat a Random Forest elemzés itt nem találta fontos tulajdonságnak a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából. A CaCO₃ -tartalom az eddigiekkel megegyezően szintén az első helyen áll a mikroaggregátum-stabilitást befolyásoló talajtulajdonságok között. A talajtulajdonságok fontossági sorrendjében ismét az agyagtartalom bizonyult meghatározóbbnak a porfrakció mennyiségével szemben. A modell statisztikai becslő pontossága $R^2=0,312$; hibája RMSE=12,73. A 2/B₄ modell együttesen tartalmazza a feltalaj/altalaj, középmezőlyiség, illetve földhasználatra utaló információkat. A mikroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonságok fontossági sorrendje a következőképp alakult: CaCO₃ (%) > pH (H₂O) > EC (μS/cm) > humusz (%) > középmezőlyiség (cm) > feltalaj/altalaj > agyag (%) > por (%). A 2/B₄ modell teljesítménymutatói: $R^2=0,302$; RMSE=12,82.

A 2/C modellek a hierarchikus bemeneti adat bővítés elve szerint tartalmazzák a báziscsere vizsgálatok eredményeit is. 2/C típusú modellek esetében is - hasonlóan az 1/C modellekhez - megfigyelhető, hogy a báziscsere vizsgálati eredmények elemzésbe vonásával a Na⁺ kerül első helyre, minden modell esetében a legfontosabb talajtulajdonságok közé.

2/C₁ modell az alapvizsgálati adatok mellett kizárólag a báziscsere vizsgálatok eredményeiből épül fel. Az algoritmus által fontosnak tartott talajtulajdonságok sorrendje a következőképp alakult: Na (S%) > pH (H₂O) > Ca (S%) > CaCO₃ (%) > Mg (S%) > EC (μS/cm) > humusz (%) > agyag (%) > por (%) > T-S (mmol/100 g). A modell teljesítménymutatói a báziscsere vizsgálati eredmények elemzésbe vonásával jelentősen javultak: $R^2=0,533$; RMSE= 10,49. A 2/C₂ modell az alapvizsgálati-és báziscsere adatok mellett a feltalaj/altalaj helyzet információit is tartalmazza. Az algoritmus azonban nem válogatta ezt be a mikroaggregátum-stabilitás

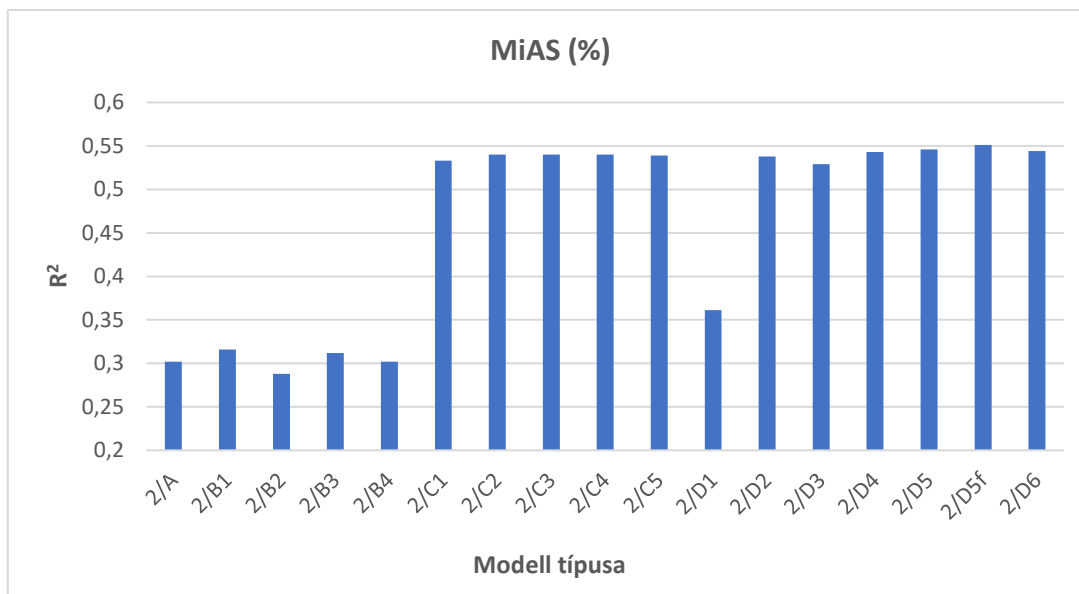
kialakítása szempontjából fontos talajtulajdonságok közé. A fontos befolyásoló tulajdonságok sorrendje a 2/C₂ modell esetében megegyezett a 2/C₁ modell esetében tapasztaltakkal. A 2/C₂ modell teljesítménymutatói is nagyon hasonlóan bizonyultak a 2/C₁ modelléhez: $R^2=0,540$, $RMSE=10,40$. A 2/C₃ modell tartalmazza az esetleges középmezőnyben való elhelyezkedésre utaló információkat. A középmezőnyben való elhelyezkedésre utaló információkat az elemzés beemelte a mikroaggregátum-stabilitás szempontjából fontos talajtulajdonságok közé. Ezek sorrendje a 2/C₃ modell esetében a következő volt: Na (S%) > Ca (S%) > pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > Mg (S%) > EC (μS/cm) > humusz (%) > középmezőny > agyag (%) > por (%). A középmezőny elemzésbe vonásával a korábbiakhoz képest jól láthatóan megnőtt a kalcium-szerepe a mikroaggregátumok stabilitása szempontjából. A modell becslőpontossága $R^2=0,540$; a becslés hibája $RMSE=10,40$. A 2/C₄ modell tartalmazza a földhasználatra vonatkozó bemeneti információkat is. A földhasználat szerepe a mikroaggregátum-stabilitás kialakításában nem bizonyult jelentősnek. Az algoritmus szerint megállapított tulajdonság fontossági sorrendje a teljesség igényével a következő volt: Na (S%) > pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > Ca (S%) > Mg (S%) > EC (μS/cm) > humusz (%) > agyag (%) > por (%) > T-S (mmol/100 g). A földhasználati információk elemzésbe vonásával a pH (H₂O) szerepe ismét jelentősebbnek bizonyult a Ca (S%) -nál, azonban a kalcium szerepe a stabilitás szempontjából (hasonlóan a 2/C₃, középmezőny információkat tartalmazó modellhez) szintén meghatározónak mutatkozott. A 2/C₄ modell statisztikai becslő pontossága $R^2=0,540$, hibája $RMSE= 10,41$. A 2/C₅ modell együttesen tartalmazza az alapvizsgálati és báziscsere adatok mellett a feltalaj/altalaj-, középmezőny-, valamint a földhasználatra vonatkozó információkat. A három addicionális információ közül az algoritmus csak a középmezőnyet tartotta meghatározónak a mikroaggregátum-stabilitás szempontjából. A stabilitást meghatározó tulajdonságok fontossági sorrendje a 2/C₅ modell esetében a következő volt: Na (S%) > Ca (S%) > pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > Mg (S%) > EC (μS/cm) > humusz (%) > középmezőny (cm) > agyag (%) > por (%). A 2/C₅ modell esetében talált legfontosabb mikroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtulajdonságok típusa és sorrendje megegyezik a 2/C₃ (csak középmezőny információkat tartalmazó) modell esetében tapasztaltakkal. A 2/C₅ modell becslési pontossága $R^2=0,539$; hibája $RMSE= 10,41$.

A 2/D modellcsoport tagjai bemeneti adatként tartalmazták a Hargitai-féle humuszminőség és C/N eredményeket is. A 2/D₁ modell az alapvizsgálati adatok mellett az előbb említett humuszminőség adatokból épült fel. Az algoritmus a humuszminőséggel kapcsolatos tulajdonságok mindegyikét fontosnak tartotta a mikroaggregátum-stabilitás szempontjából. 2/D₁ modell esetében a mikroaggregátum-stabilitást meghatározó fontos talajtulajdonságok sorrendje a következő volt: pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > Hargitai Q-érték > agyag (%) > EC

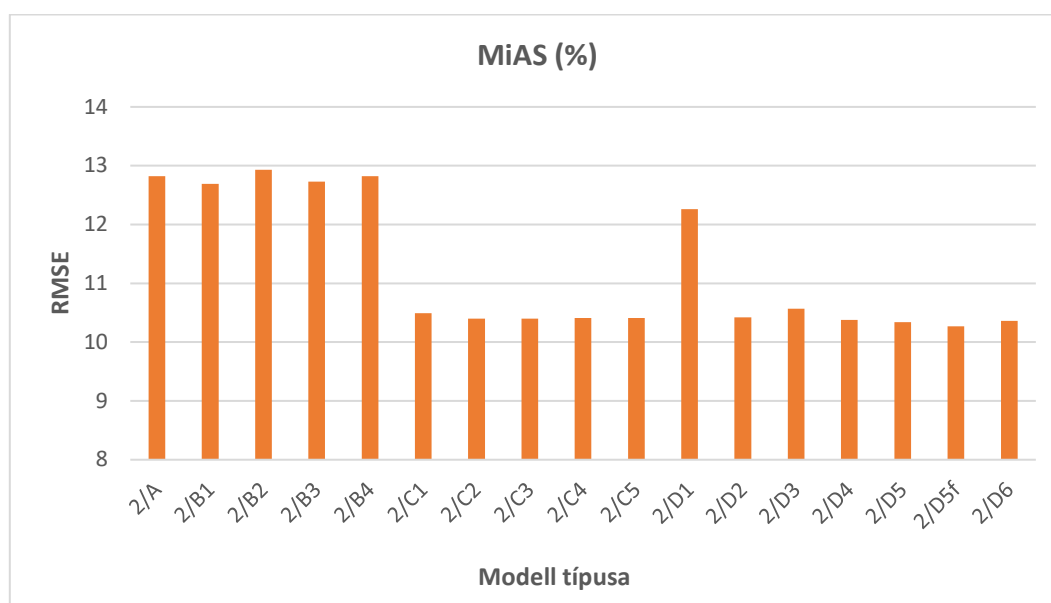
($\mu\text{S}/\text{cm}$) > Hargitai K-érték > humusz (%) > por (%) > C/N. A modell esetében a mért és a becsült MiAS (%) közötti eltérés igen nagy, statisztikai becslő pontossága $R^2=0,361$; hibája RMSE=12,26. A 2/D₂ modell az alapvizsgálati és humuszminőség bemeneti adatok mellett tartalmazza a báziscsere vizsgálatok eredményeit is. A báziscsere vizsgálatok eredményeinek bevonásával a 2/D₂ modell esetében is tapasztalható volt, hogy az algoritmus a legfontosabb mikroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságnak a Na (S%) -ot tartotta. Ezt követte a pH (H₂O), majd a Ca (S%), végül a CaCO₃ (%) > Hargitai Q-érték > Mg (S%) > humusz (%) > EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) > agyag (%) > Hargitai K-érték. A báziscsere vizsgálatok elemzésbe vonásával nőtt a regressziós kapcsolat foka, javult a becslő modell megbízhatósága, teljesítménymutatói: $R^2=0,538$; RMSE=10,42. A 2/D₃ modell a hierarchikus bővítés elve szerint 2/D₂ modell bemeneti adatai mellett tartalmazza a feltalaj/altalaj pozícióra utaló információkat is. Ezen információknak azonban az algoritmus nem tulajdonított meghatározó szerepet a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából. 2/D₃ modell esetében a legfontosabb, mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából fontos talajtulajdonságok sorrendje a következőképp alakult: Na (S%) > pH (H₂O) > Ca (S%) > Hargitai Q-érték > CaCO₃ (%) > Mg (S%) > Hargitai K-érték > EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) > agyag (%) > humusz (%). Látható, hogy a feltalaj/altalaj pozícióra vonatkozó információk bevonásával éppen 2 esetben történt változás: a Hargitai Q-érték és CaCO₃-tartalom, valamint a Hargitai K-érték és a humusz-tartalom sorrendbeli helyzetében. 2/D₃ modell teljesítménymutatói a következőképp alakultak: $R^2=0,52$; hibája RMSE 10,57. A 2/D₄ modell tartalmazza a középmezőben való elhelyezkedésre utaló talajinformációkat is. A Random Forest elemzés a középmezőben való elhelyezkedést (hasonlóan a feltalaj/altalaj pozícióhoz) nem tartotta a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából fontos talajtulajdonságnak (bemeneti adatnak). A legfontosabb mikroaggregátum-stabilitást befolyásoló humuszminőség tulajdonságok közül a Hargitai Q-érték (4. helyen) változatlanul fontosabbnak bizonyult a Hargitai K-értéknél (utolsó, 10. helyen). A modell statisztikai becslő pontossága $R^2=0,543$; hibája RMSE=10,38. A 2/D₅ modell tartalmazza a földhasználatra vonatkozó információkat. A földhasználat típusa hasonlóan a feltalaj/altalaj-, középmezőben való elhelyezkedés pozíciók adataihoz nem bizonyult meghatározónak a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából. Azonban az algoritmus alapján a földhasználati információk elemzésbe vonásával (a fontos mikroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságok tekintetében) a Hargitai Q-érték a Na (S%) százalék után a második helyre került, megelőzve ezzel a pH (H₂O) -t. A mikroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságok között a Hargitai K-érték hasonlóan a 2/D₄ (középmezőben való elhelyezkedés információkat tartalmazó) modellhez, sorban az utolsó helyen található. A 2/D-típusú modellek közül a 2/D₅ jelzésű modell teljesítménymutató bizonyult a legkedvezőbbnek: $R^2=0,546$, RMSE =10,34.

Mivel a 2/D modelltípusok közül 2/D₅ modell bizonyult a legkedvezőbb becslő modellnek, így az előzetes rekurzív szelekció alkalmazásával megvizsgáltam a további javíthatóságát; ez a modell a 2/D_{5f} jelzést kapta. A 13 bemeneti adatból kiválasztott 5 legfontosabb tulajdonság sorrendben a következők voltak: Na (S%) > Ca (S%) > pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > EC (μS/cm). A földhasználatra vonatkozó információkat bemeneti adatként az algoritmus nem javasolta megtartani, mivel az elemzés szerint nem bizonyul fontosnak a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása szempontjából. Az algoritmus alapján megtartani javasolt változók sorrendben a következők voltak: Na (S%) > Ca (S%) > pH (H₂O) > CaCO₃ (%) > EC (μS/cm) > humusz (%) > Hargitai Q-érték > Mg (S%) > por (%) > agyag (%) > T-S (mmol/100 g) > Hargitai K-érték > K (S%). A modell teljesítménymutatói az előzetes rekurzív szelekció alkalmazásával javultak: R²=0,551; RMSE=10,27. A 2/D₆ modell együttesen tartalmazza az alapvizsgálati-, báziscsere-, humuszminőség adatokat a feltalaj/altalaj-, középmélység-, földhasználatra vonatkozó információkkal. A feltalaj/altalaj, középmélység pozíciók, valamint a földhasználat típusa az algoritmus szerint 2/D₆ modell esetében nem bizonyultak fontos, a mikroaggregátum-stabilitást meghatározó tulajdonságoknak. A mikroaggregátum-stabilitást meghatározó bemeneti adatok fontossági sorrendje a következő volt: Na (S%) > pH (H₂O) > Ca (S%) > Hargitai Q-érték > Mg (S%) > CaCO₃ (%) > EC (μS/cm) > Hargitai K-érték > humusz (%) > agyag (%). A modell teljesítménymutatói a következők voltak: R²= 0,544; RMSE= 10,36.

A 2-es típusú modellek összevetésekor megállapítható, hogy a legkisebb becslési pontossággal a 2/A, 2/B típusú összes, továbbá 2/D₁ becslő modellek rendelkeztek (R² <0,50). Ezekben közös, hogy a modellek egyike sem tartalmazott bemeneti adatként báziscsere vizsgálat eredményeket, input adataik alapját az alapvizsgálati adatsorok képezték (kivétel ez alól 2/D₁ modell, ahol az alapvizsgálatok mellett, humuszminőség adatok is kerültek az elemzésbe). Elmondható továbbá, hogy a modellek RMSE értéke (a becslés hibája/ pontatlansága) a statisztikai becslő pontossággal összefüggően alakult: a pontatlanabb becslések nagyobb hibával voltak terheltek, tehát alacsony R² értékek mellett nagyobb RMSE értékek voltak tapasztalhatók (30. és 31. ábra).



30. ábra: A mikroaggregátum-stabilitást becsülő 2-es típusú, humuszminőség változókat is tartalmazó modellek statisztikai becselő pontossága (R^2)



31. ábra: A mikroaggregátum-stabilitást becsülő 2-es típusú, humuszminőség változókat is tartalmazó modellek hibája (RMSE)

A báziscsere vizsgálatok elemzésbe vonásával egyértelműen megállapítható az R^2 és RMSE értékek alapján a regressziós kapcsolatok javulása a mért és becsült MiAS (%) eredmények között. A humuszminőség bemeneti adatok a báziscsere vizsgálatokhoz viszonyítva nem eredményeztek jelentős javulást a becsülő modellek teljesítménymutatóiban, a 2/D₁ modell esetében látható, hogy önmagukban csak a humuszminőség változók alkalmazása a báziscsere vizsgálatok nélkül kedvezőtlenebb teljesítménymutatójú becsülő modellt eredményezett.

4. Következtetések és javaslatok

4.1. A lézerdiffraktometriás előkísérletek

Előkísérleti kutatásom célja az volt, hogy megvilágítsam a vizes közegek minőségének hatását az LDM MÖ mérések eredményeire eltérő tulajdonságokkal (pl. változó- agyag- vagy kicserélhető Na^+ -tartalommal, humusztartalommal) rendelkező talajminták és az LDM méréseknél leggyakrabban alkalmazott diszpergáló előkezelések (ultrahang, Calgon-oldat alkalmazásának kombinációi) esetén.

A csapvíz használatának módszertani tapasztalatai

A talajok MÖ meghatározására használt LDM mérések szakirodalmi közléseinek nagy százaléka desztilláltvíz, vagy ionmentesített víz használatáról számol be. Ugyanakkor akadnak olyan vizsgálatok is, melyek üledékek (pl. eolikus homok, karbonátos breccsa), vagy nagy homok-tartalmú minták, esetenként heterogén nagy agyagtartalmú talajminták vizsgálatáról számolnak be csapvízes mérési közegben (CHAPPELL, 1998, STORTI, & BALSAMO, 2010).

Az előzetes tájékozódásra alkalmas szemeloszlási görbék vizsgálata alapján elmondható, hogy az általános, módszertani fejezetben ismertetett MÖ meghatározási eljárás (Calgon-oldat+ultrahangozás) csapvízzel (CSV) történő alkalmazása esetén jelentős szórásokat eredményezett, szemben a desztillált (DV)-, vagy ioncserélt víz (IV) használatával. Két vizsgált minta esetében (M2: Keszthely A-felszíni humuszos szint, M6: Magyarszombatfa B szint-felhalmozódási szint) volt tapasztalható csapvíz használata mellett kémiai műtermék képződés is. A szóban forgó minták összetétele sem fizikai, kémiai-, ásványtani értelemben nem mutat a többitől jelentős eltérést, így a másodlagos csúcsok, műtermékek nem a mintákból eredeztethetők, hanem nagy valószínűséggel a csapvíz oldott kalcium-tartalma és a diszpergálószer (nátrium-hexametafoszfát) reakciójával képződött oldhatatlan Ca-foszfát csapadék megjelenése, ami a küvettára tapadva hosszabb ideig torzította a mérési eredményeket. SHEIN és munkatársai (2009) hasonló tapasztalatokról számoltak be azzal a különbséggel, hogy az általuk megfigyelt csapadékképződést nem a víz oldott kalcium-tartalmának, hanem a vizsgált minták Ca^{2+} -tartalmának (és a diszpergálószernek) tulajdonították.

A Malvern Mastersizer 3000 készülék kézikönyvében leírtak szerint a vezetékes csapvízben oldott és a mérés során felszabaduló gázbuborék képződés is eredményezhette volna a másodlagos csúcsok megjelenését, ugyanakkor a mérés előtt minden esetben elvégzett légtelenítési (degassing) eljárás ennek lehetőségét csaknem kizárja. Ugyancsak a kémiai

csapadékképződés elméletet igyekszik alátámasztani az a tény is, hogy a másodlagos csúcsok megjelenései minden esetben a diszpergálószer használatához kötődtek.

A KESZTHELY adatbázis nyolc vizsgált talajmintája esetében meghatározott agyag-, por-, homoktartalom alakulások kapcsán elmondható, hogy csapvíz használata esetén a kezelések alkalmazása mellett (kezelés mentes előkészítés, Calgon diszpergálószer adagolása, ultrahang használata, kombinált kezelés során) is bizonyos minták (felszíni humuszos szintből származó-, nagy adszorbeált Na^+ -, vagy agyagtartalmú minta) esetében változóan jelentős szórások mutatkoztak.

A lézerdiffraktometriás készülékek gyártói változatos ajánlásokat fogalmaznak meg a víz típusának kiválasztása kapcsán. Példaként említve a *Bettersize* az alkalmazás igénye szerint szobahőmérsékletű desztillált vizet, tisztított vizet, ioncserélt vizet, tiszta csapvizet vagy kútvizet javasol használható közegként a részecskeméret meghatározásához. A *Malvern* ajánlásait tekintve nem javasolja a készülék vezetékes csapvízhálózatra kötését, mivel az oda nagy nyomással beérkező víz, továbbá a hirtelen hőmérséklet különbség buborékképződést idézhet elő, melyet a készülék a mérés során részecskéként azonosíthat (MALVERN). A *Beckman-Coulter* készülék ajánlásában szintén nem tér ki a víz kémiai paramétereire, azonban felhívja a figyelmet a víz buborék, valamint mechanikai szennyezőktől való mentességére (utóbbi érdekében 0,2 μm -es előszűrő beépítését javasolja) (BECKMAN-COULTER). A *Fritsch* lézerdiffraktometriás készülékek kézikönyvei szerint a „normál” csapvíz tökéletesen megfelel a mérésekhez (vízkémiai, mechanikai tisztasági paramétereket nem említ), de felhívja a figyelmet arra, hogy bizonyos esetekben desztillált víz használatára lehet szükség (a vizsgált mintától függően) (FRITSCH). Talajminták vizsgálatára vonatkozó vízhasználat esetére egyetlen gyártó sem fogalmaz meg külön ajánlást.

A Malvern Mastersizer 3000 típusú készülék és vélhetően más lézerdiffraktometriás készülékek esetén is, talajminták vizsgálata esetén javasolt a pontosabb eredmények érdekében - noha a készülékek hálózatra kötése gazdaságosabb megoldásnak látszik - a csapvíz használatát mellőzni. Mivel a desztillált víz előállítása egy általános talajtani laborban sokszor idő-és munkaigényes, valamint más talajvizsgálatok alapvetően megkövetelik a nagy tisztaságú víz használatát, így a vízigényes lézerdiffraktometriás mérések elvégzésére jó alternatíva lehet a hálózati csapvizet rendszerre telepíthető ioncserélő készülék (pl. ARRIAGA és munkatársai (2006) által használt alapvetően háztartási célú vízlágyító, SVENSSON és munkatársai (2022) által alkalmazott ioncserélt víz).

A talajváltozók szerepe az LDM mérések során

Ha vizsgáljuk az egyes vizes közegekben (DV, IV, CSV) végzett különböző kezelések (K1, K2, K3, K4) hatását, nehezen magyarázható a különböző talajminták esetében kapott eltérő diszperziós sorrend. Feltehetően a párhuzamosan ható folyamatpárok (oldódás-kicsapódás, adszorpció-deszorpció, diszperzió-flokkuláció, aggregáció-dezgregáció) egyensúlyi állapotai határozták meg az aggregátumokból felszabaduló agyag mennyiségét, por- és homoktartalmát egy megválasztott vizes közeg és kezelés esetén. Csak csekély számú publikáció található az érintett folyamatok együttes hatásairól, sokkal inkább az egyes részfolyamatok hatásairól külön-külön.

Mivel az egyes talajtípusok (talajminta típusok) aggregátum-stabilitásukban különböznek (BRONICK & LAL, 2005), és a különböző méretű aggregátumok stabilitásáért különböző talajtulajdonságok tehetők felelőssé (AMÉZKETA, 1999), ezért alapvetően eltérő előkészítési és előkezelési módszereket lenne szükséges alkalmazni (MÖ mérések előtt, a talajok fizikai, kémiai és ásványi tulajdonságaitól függően) (SCHULTE, et al. 2016; FISHER, et al. 2017). Ezek az eljárások azonban hosszadalmasak, így sok esetben kiesenek az LDM MÖ mérések előkészítési eljárásai közül (pl. az aggregátumokat ragasztó anyagokat nem távolítják el a mérés előtt, a diszpergálásról csak ultrahangos kezelés gondoskodik, és a diszpergálószer hozzáadása a szuszpenzióhoz esetleges). A nem megfelelő előkészítési és előkezelési módszerek azonban elégtelen, vagy csak részleges diszperzióhoz vezethetnek.

A Calgon-diszpergáló oldatot a talajok negatív töltésű felületeinek Na^+ -nal való telítésére használják. A szükséges koncentráció azonban talajok CEC-értékétől és az adszorbeált kationok minőségétől függ. A CEC érték (amely a csernozjom talaj esetében kétszerese az erdőtalajokénak) az agyagtartalomtól, az agyag minőségétől, valamint a szerves anyagok jelenlététől és minőségétől függ. Valószínű, hogy akár talajtípusonként is optimalizálható lenne a hozzáadandó Calgon-oldat mennyisége (KAISER, et al. 2012), de mivel ez megnehezíti a mérések standardizálását, ezért a legelterjedtebb az ISO 11277:2009 szabványban leírt koncentrációk alkalmazása. Kalciumionok jelenlétében a Calgon (Na-hexametafoszfát komponens) amorf vagy kristályos Ca-foszfátokat képezhet, amelyek képződése eltérő pH-jú vizes közegben változhat (a karbonátok eltérő oldhatósága miatt). Ezenkívül a Na^+ diszpergáló hatása változhat Ca/Mg sókat és bikarbonátokat tartalmazó oldatokban, például csapvízben (pl. RENGASAMY, et al. 1984; LI, et al. 2023). Nagy adszorbeált nátrium-tartalmú talajminták esetében a Calgon diszpergáló hatása (növekvő Na-tartalom taszító hatása; NaHMP komplexképző képessége; a szuszpenzió pH-jának növelése és a pozitív töltésű felületek csökkentése) függ a szuszpenzióban jelenlévő és hatni képes Na^+ arányától. A Calgon elégtelen

és túlzott adagolása itt szintén hibás mérésekhez vezethet (Murray, 2002; Kaur & Fanoourakis 2018;).

Az ultrahangos diszperziót, mint fizikai (mechanikus) diszperziós módszert széles körben használják LDM mérések esetében, hogy az aggregátumok szétesést eljérék az elsődleges részecskék károsítása nélkül (RAINE & SO, 1994). A legtöbb esetben a fizikai és kémiai diszperziót egyidejűleg alkalmazzák az LDM MÖ méréseknél (Buurman, et al. 1997; Chappel, A. 1998; Ryzak & Bieganski 2011; Virto et al. 2011; Madarász et al., 2012). Bizonyos közlemények szerint a hosszú ideig tartó ultrahang-kezelés vagy az ultrahangos kezelés és a diszpergálószeres együttes hatására a már diszpergálódott részecskék újbóli koagulációja figyelhető meg, mely torzíthatja a valós szemcseeloszlási eredményeket (MCCAVE et al., 1986; CHAPPEL, 1998; RYZAK & BIEGANOWSKI, 2011). Szakirodalmi közlések értelmében az ultrahangos kezelés erőssége, illetve hossza egyaránt befolyásolja a mechanikai diszpergálás mértékét, és ezáltal a hatással van a mért MÖ eredményekre is (CHAPPEL, 1998; RYZAK & BIEGANOWSKI, 2011). Az ultrahang alkalmazásának hatása a KESZTHELY adatbázis nyolc talajmintájának vizsgálata kapcsán is egyértelmű volt, a részecskék diszpergálása eredményesebbnek bizonyult 240 sec, 40W- 40 kHz (frekvencia) ultrahangozás mellett, mint anélkül.

Az előkísérleti vizsgálatok tapasztalatai alapján elmondható, hogy a vizes közeg kémiai tulajdonságai (iontartalma és oldható sótartalma) befolyásolhatja talajminták a szétesésének mértékét, a diszperziót és flokkulációt, az ioncsere folyamatokat és a mesterséges termékek képződését. A teljesebb dezaggregációhoz optimális vizes közeg a *talaj tulajdonságaitól* és az alkalmazott *diszperziós módszerektől* függően is változhat.

A hagyományos szítás- pipettás ISO (11277:2009(E)) és LDM textúra eredmények összehasonlítása

Az előkísérlet során az LDM MÖ eredményeket (és a kapott textúra besorolásokat) a hagyományos ISO szabványú (11277:2009(E)) szítás-pipettás ülepítési módszerrel meghatározott MÖ eredményekkel és az ezekből kapott talajtextúra besorolásokkal hasonlítottam össze, amely utóbbi módszer a talaj szerkezeti elemeinek teljes dezaggregációját és az elemi részecskék tartós diszperzióját biztosítja. A textúra diagramok összehasonlításakor az LDM K4 eredményeken alapuló textúra osztályozás mutatta a (9. ábra) tűnik legnagyobb egyezést szítás- pipettás ISO referenciamérésekkel (8. ábra).

Az LDM MÖ és ISO MÖ eredmények között azonban minden kezelés esetén eltérés mutatkozott, mely több okkal is magyarázható. Az elsődleges ok az, hogy az LDM MÖ méréseknél alkalmazott módszertan szerint a talaj aggregátumokat általában csak részben

bontotta szét az ultrahangos és kémiai diszperzió, vagy a kettő kombinációja. A dezaggregáció mértéke valószínűleg a talajok fizikai, kémiai és ásványtani tulajdonságai által meghatározott mikro- és makroaggregátum stabilitástól (magas Na^+ -tartalomtól, nagyobb agyagtartalomtól, vagy relatív jelentősebb mennyiségű humuszanyag jelenlététől) függően változhat.

4.2. A HunSSD adatbázis

A Magyarországi Talajszerkezeti Adatbázis (HunSSD: Hungarian Soil Structural Database) területarányosan képviseli a jelenleg érvényben lévő hazai talajosztályozás valamennyi fontosabb talajtípusát. Az adatbázis kialakítását és az adatfeldolgozást és kiértékelését követően elmondható, hogy a különböző talajtípusok eltérő makro-, illetve mikroaggregátum-stabilitási profilokkal rendelkeznek.

Szakirodalmi közlések alapján általánosan megállapítható, hogy a különböző módszerekkel meghatározott WSA-típusú (*water-stable aggregation*: vízstabil aggregátumok aránya), mutatók, mint a HunSSD adatbázis esetében számított MaAs%, illetve MiAS%, a legtöbb esetben megfelelő indikátorai a talaj szerkezeti állapot változások nyomon követésének (pl. földhasználat-változás, szerves szén csökkenés vagy a szén mineralizációjának szerkezetre gyakorolt hatása) (BOTTINELLI et al., 2017). Azonban a WSA-típusú mutatók, hasonlóan az MWD (*mean weighted diameter*: átlagos súlyozott átmérő) mutatókhoz, jelentősen függenek a talaj összetett „belső” jellemzőitől és különösen az éghajlati kölcsönhatásoktól (RIEKE et al. 2022). Ez azt is jelenti, hogy bizonyos éghajlati körülmények között képződött talajok és bizonyos talajtípusok valószínűleg relatív nagyobb arányban tartalmaznak vízstabil aggregátumokat, mint más talajok, függetlenül például az esetleges művelés hatásától (BÜCHI et al., 2022).

A HunSSD adatbázis 55 vizsgált talaja a fent leírtakkal összhangban talajtípusonként (a hazai genetikai és talajföldrajzi osztályozás szerint) jellegzetes, jól elkülöníthető stabilitási profilokat (MaAS (%), MiAS (%)) mutatott. A stabilitási görbék lefutásai azonos talajtípus esetén túlnyomórészt antropogén hatások miatt (eltérő földhasználat, vagy szikesedést okozó öntözővíz használat esetén) tértek el.

A talajok teljes profilban, mélység követésével történt aggregátum-stabilitás vizsgálata nem túl gyakori a szakirodalmi közlések között, azonban a klímaváltozáshoz kapcsolódó kihívások (a C- és N-körforgalom változásai, üvegházhatású gázok növekvő kibocsátása) egyre nagyobb igényt támasztanak a hasonló kutatási anyagok elkészítésére (bár a közelmúlt talajaggregátumok létezését megkérdőjelező publikációi (pl. KRAVCHENKO et al., 2019) nem minden esetben ösztönözték a kutatókat hasonló vizsgálatok lefolytatására). Mindemellett a

szerkezetállapot jellemzésének megfelelő indikátorai lehetnek az aggregátumok és az ezekhez kapcsolható szerkezetstabilitási mutatók, hozzáátve azt a kiegészítést, hogy a szerkezeti elemek képződésének dinamikája összetett, soktényezős folyamat. Formájuk és méretük, stabilitásuk és forgalmuk, valamint ebből fakadóan funkcióik szerint jelenlegi ismereteink alapján több mint, 30 különféle aggregátumtípust ismerünk.

A talajtípusonként megfigyelhető jellegzetes aggregátum-stabilitási profilok előre vetítik annak a lehetőségét, hogy a jövőben akár a talajklasszifikációs ismérveket is beillesszük egyfajta kategóriaváltozónként az aggregátum-stabilitási indexek becslésébe. Elképzelhetőnek tartjuk, hogy a talajklasszifikációs kategóriák olyan (rejtett, nem mért) talajtulajdonságokról is közvetett tájékoztatást szolgáltatnak, melyek befolyásoló hatása így beleépíthető a becsló modellekbe

4.3. Az aggregátum-stabilitást becsló modellek

4.3.1. Korrelációs mátrix elemzések eredményeinek értékelése

A HunSSD adatbázisban korrelációs mátrix elemzéssel feltárt lineáris kapcsolat elemzések célja volt, hogy előzetes tájékoztatást adjon a MaAS (%), valamint MiAS (%) stabilitási mutatók és az egyéb talajváltozók közötti korrelációs kapcsolatokról, azok szorosságáról, valamint irányáról. Mivel a lineáris korreláció két változó egymáshoz viszonyított kapcsolatát vizsgálja, így a korrelációs mátrixban a makro- vagy mikroaggregátum-stabilitásra ható talajtulajdonságok egyenként, együttes hatásukat kizárva kerültek elemzésre. Ennek eredményeképpen elmondható, hogy a makroaggregátum-stabilitás esetében a humuszminőség változókat nem tartalmazó adatbázissal készített korrelációs elemzésnél gyengénél erősebb, közepes korreláció kizárólag a humusztartalomnál volt tapasztalható, melynek iránya pozitív volt. Ezen lineáris kapcsolatot számos hazai és nemzetközi szakirodalmi közlés is alátámasztja (pl. BALLENEGGER, 1933; TISDALL & OADES, 1982; STEFANOVITS et al., 1999; BARRAL et al., 1998; CHENU, 2000; MARTENS, 2000). A humuszminőség változók bevonásával (a csökkent adatszámú adatbázis ellenére is) a humusztartalom változatlanul korrelált – ugyan gyengébben – és szignifikáns biztos kapcsolatot mutatott a makroaggregátum-stabilitással. A humuszminőség változók és a MaAS (%) között elhanyagolható kapcsolat mutatkozott. Egyéb talajváltozókat tekintve a pH (H₂O) és a MaAS (%) kapcsolata, mind a humuszminőség változókat nem tartalmazó (1) és tartalmazó (2) adatbázis korrelációs elemzése esetén közel megegyező volt, a kapcsolat a gyenge, de szignifikáns, azonban negatív irányú ([1=-0,237]; [2=-0,265]). Tehát a magasabb pH (H₂O) érték mellett, többnyire, de nem törvényszerűen

alacsonyabb makroaggregátum-stabilitás volt tapasztalható. A MaAS% értékek gyengén, de korreláltak a portartalommal, a kapcsolat iránya a humuszminőség adatokat nem tartalmazó (1), valamint a humuszminőség adatokat is tartalmazó (2) adatbázis esetén egyaránt negatív volt ([1=-0,212]; [2=-0,210]). Ennek alapján elmondható, hogy a magasabb arányú porfrakció jelenléte esetén a MaAS (%) értékek többnyire alacsonyak voltak – azaz a stabil makroaggregátumok relatív kevesebb por méretű alkotó részecskét tartalmaztak, mint a nem stabil makroaggregátumok. Szakirodalmi közlések áttekintése alapján PULLEMAN és munkatársai (2005) is hasonló megállapításra jutottak – azonban ők a mikroaggregátumok stabilitása esetén észlelték a jelenséget. Ha azonban az aggregátumok hierarchikus felépülését vesszük alapul, a makroaggregátumok stabilitása esetén a porfrakcióval kapcsolatban tapasztaltak a mikroaggregátumok stabilitásához képest hatványozottabban figyelhetők meg. (A korrelációs mátrixelemzés alapján a MiAS (%) és a porfrakció kapcsolatának iránya ugyanúgy negatív, de a hatás erőssége kisebb, a kapcsolat mindkét MiAS% adatbázis esetében elhanyagolható). A korrelációs elemzés a MaAS (%) és a vizsgált talajparaméterek közül még a Mg (S%) kapcsán mutatott jelentősebb összefüggést, melynek iránya mind a humuszminőség adatok tartalmazó (1), mind a humuszminőség adatok nélküli adatbázis (2) esetében negatív. Tehát a nagyobb kicserélhető magnézium jelenlét negatív hatással volt a makroaggregátum-stabilitásra. Ha emellett megvizsgáljuk (1) adatbázison a kicserélhető kationok (Ca (S%), Mg (S%), Na (S%)) közötti kapcsolatot, az alábbi összefüggések állnak fenn: [Ca (S%) - Mg (S%) ($r=-0,774$); Ca (S%) - Na (S%) ($r=-0,820$); Mg (S%) - Na (S%) ($r=0,506$)]. Ezek a HUN-SSD adatbázis talajai esetén is tapasztalható korrelációs kapcsolatok alátámaszthatók azon szakirodalmi eredményekkel, miszerint a magnézium szerkezetkárosító hatása főként nátrium jelenléte mellett érvényesül, de felvetések szerint valószínűsíthetően függ a talaj agyagásványainak összetételétől is (KREYBIG, 1956; LEVY et al., 1972; CHI et al., 1977, BLASKÓ & KARUCZKA 2001). Egyéb talajváltozók és a MaAS (%) közötti lényeges kapcsolat a korrelációs mátrix elemzések alapján (mindkét típusú adatbázist figyelembe véve) nem volt megfigyelhető.

A mikroaggregátum-stabilitás és az egyéb talajtulajdonságok közötti korrelációs kapcsolatelemzés feltárta a MiAS (%) és humusztartalom, valamint a Ca (S%) között mutatkozó szignifikáns, pozitív irányú, közepes korrelációt. Ennek egyik lehetséges oka, hogy a talajban lévő sok szabad Ca^{2+} ion a humuszanyagok adszorpcióján keresztül hozzájárulhat a stabilizálásához, mely a mikroaggregátumok felépülése során játszik kulcsfontosságú szerepet. Ugyanakkor szakirodalmi közlésekkel alátámasztható, hogy a litogén vagy pedogén eredetű kalcium-karbonát túlnyomórészt inkább a nagy molekulatömegű, de oldott szervesanyagokkal

mutat kapcsolódást (JIN & ZIMMERMANN, 2010). Ez igazolhatja a HunSSD adatbázis korrelációs elemzése kapcsán tapasztaltakat: a kalcium-karbonát gyenge, elhanyagolható kapcsolatát a MiAS%-kal, szemben a Ca^{2+} ionnal. A korrelációs elemzések alapján a HunSSD adatbázis talajainak mikroaggregátum-stabilitása legjelentősebben a Na (S%) -től függött, de a kapcsolat iránya negatív volt, tehát magas nátrium-tartalom mellett, alacsony mikroaggregátum-stabilitás volt tapasztalható. Ez megegyezik témában íródott valamennyi szakirodalmi közlésben foglaltakkal (TOTSCHÉ et al. 2018). A HunSSD adatbázis talajai esetében a nagy kicserélhető magnézium-tartalom negatívan befolyásolta a mikroaggregátumok stabilitását, azonban a korrelációs mátrix részletesebb elemzése során, hasonlóan a makroaggregátum-stabilitáshoz, a magnézium abban az esetben fejtette ki szerkezetromboló hatását, ha emellett a talajban nátrium többlet is tapasztalható volt. A humuszminőség adatokat is tartalmazó MiAS (%) adatbázis korrelációs mátrix elemzése kapcsán elmondható, hogy mind a Hargitai-Q, mind pedig a Hargitai-K érték gyengén, de pozitívan korrelál a mikroaggregátum-stabilitással. Számos szakirodalmi közlemény is alátámasztja, hogy a mikroaggregátumok képződésében és stabilizálásban számos szervesanyag struktúra vesz részt, de a tartós szerves-ásványi társulások kialakításáért főként a Hargitai- Q-és, K-értékekkel is kimutatható nagy molekulaláncú poliszacharidok, fehérjék, vagy lipid-jellegű szerves vegyületek felelősek (SIX et al. 2004; JANDL et al. 2004; KLEBER et al. 2007; TOTSCHÉ et al., 2018). Így értelemszerűen a szervesanyag típusa (hazai nomenklátúra szerint minősége) meghatározó a mikroaggregátumok stabilitása szempontjából.

Általánosan elmondható azonban, hogy a korrelációs mátrixok hátránya a komplexebb, több változós elemzésekkel szemben, hogy az elemzést bizonyos kapcsolatok félrevihetnek, félreértelmezhetnek a linearitás hiánya, a nem normál eloszlás vagy a valós kapcsolatnak tűnő, de valójában egy másik változóval mutatott szoros kapcsolat miatt kialakuló „álkapcsolatok”. Ezeket a hibákat többváltozós elemzésre alkalmas módszerekkel, például Random Forest analízissel kiküszöbölhetjük.

4.3.2. Random Forest becslő modellek eredményeinek értékelése

A becslő modellek teljesítménymutatói alapján a legpontosabb makroaggregátum-stabilitás becslő modell ($1/C_{4f}$) R^2 értéke 0,520; RMSE értéke 14,20, míg a legkedvezőbb mikroaggregátum-stabilitást becslő modell ($1/C_5$) esetében az R^2 értéke 0,68, RMSE értéke 12,86 volt. A MaAS% modell esetében a talajtulajdonságokat tekintve a Random Forest analízis algoritmus a következő bemeneti adatokból dolgozott: *alapvizsgálati adatok + báziscsere vizsgálati adatok + földhasználatra vonatkozó információk*. A MiAS% modell esetében a

bementi adatok a következő változókból képződtek: *alapvizsgálati adatok + báziscsere vizsgálatok (kicserélhető kationok) + altalaj/feltalaj + középmedlység + földhasználat.*

A Random Forest analízis algoritmus a korrelációs mátrixokkal szemben, nem csak lineáris kapcsolatokkal dolgozik, hanem figyelembe veszi az aggregátum-stabilitást meghatározó paraméterek együttes hatását is. Mivel a szerkezetállapot értékelése univerzális indikátorok alapján (MaAS (%), MiAS (%)), talajtípusonként összevonva történt, így az elemzés nem differenciálja, vagy súlyozza a talajtípusok kémiai-fizikai jellegzetességeit és egyéb talajképző folyamatait. A becslő modellek tehát általánosan, nem talajcsoportonként állapították meg a MaAS (%), vagy MiAS (%) és az egyéb talajparaméterek közötti kapcsolatot. Általánosságban elmondható, hogy a felállított Random Forest becslő modellekből következtetni lehet arra, hogy a vizsgált bemeneti adatok közül melyek határozzák meg, alakítják ki a feltárt talajszelvényekből származó minták makro- és mikroaggregátum-stabilitását.

A Random Forest analízis algoritmus a makro- és mikroaggregátum-stabilitások becslése során különböző talajtulajdonságokat, eltérő sorrendben ítélte fontosnak. Ezeket összesítve és fontosságuk mértéke szerint skálázva (15. táblázat) (az analízis modelljeinek fontossági sorrendjében elfoglalt helyük és a pozíciók gyakoriságának alapján) megállapítható, hogy a vizsgált talajtulajdonságok közül melyek határozzák meg inkább a HunSSD adatbázis hazai talajainak makro- vagy mikroaggregátum-stabilitását. Mindemellett a táblázat megjeleníti a hazai és nemzetközi szakirodalmi közleményekben fellelhető információk összesítéseként az egyes (kizárólag a HunSSD adatbázisban is vizsgált) talajtulajdonságok kapcsolatát a makro-, és mikroaggregátumok-stabilitásával.

Általánosan elmondható, hogy az elemzésbe vont hazai talajok esetében a Random Forest analízis alapján a kémhatás (pH-H₂O), mind a makro-, mind a mikroaggregátum-stabilitás kialakítása és fenntartása szempontjából egyaránt meghatározónak bizonyult. A szakirodalom a pH hatását az aggregátum-stabilitás kapcsán számos aspektusból vizsgálta. Egyértelműen megállapítható, hogy nem csak közvetlenül (pl. a szélsőséges pH tartományokban agyag diszperzió történik), de közvetve is befolyással van a szerkezet állapotára. Többek között meghatározza a mikrobiális aktivitást és diverzitást, ami befolyásolja a talaj szerves-szén forgalmát és a mikrobiális szén felhasználás hatékonyságát, ezáltal közvetetten azt, hogy mennyi szerves szén marad a talajban, ami hozzájárul az aggregátumok képződéséhez, stabilitásuk fenntartásához (JONES et al., 2019).

A Hun-SSD adatbázis esetén az elektromos vezetőképesség (az oldható összes sótartalom mutatója) a kémhatásnál kisebb mértékben, de meghatározta mind a makro-, mind a mikroaggregátum-stabilitás alakulását. Az elektromos vezetőképességet (EC (μS/cm)) a

témában íródott közlemények többségében az agyag diszperzióját vagy pelyhesedését szabályozó fő tényezők között említi (QUIRK & SCHOFIELD, 1955; AMÉZKETA, 1999).

MÖ tekintetében, a nemzetközi szakirodalmi közlésekkel összhangban (DEXTER, 1988; AMÉZKETA, 1999) a HunSSD adatbázis talajai esetében is megállapítható, hogy a porfrakció jelenléte meghatározta a makroaggregátum-stabilitást. Az agyagfrakció a hierarchikus aggregátum képződési modell elmélete értelmében mindkét típusú (makro- és mikroaggregátum) stabilitást meghatározza. Ugyanakkor az is megállapítható, hogy a szakirodalmi közlésekkel ellentétben a HunSSD adatbázis esetében a porfrakció jelenléte nem volt meghatározó a mikroaggregátum-stabilitás szempontjából, ellenben más szerzők közleménye alapján a mikrostruktúra felépítésében az agyag- és porméretű részecskék együttesen vesznek részt (CHOROVER et al. 2004; ILG et al., 2008; TOTSCHKE et al., 2018).

A báziscsere tulajdonságok kapcsán egyértelmű különbség mutatkozik a makro- és mikroaggregátum-stabilitást meghatározó paraméterek között. Míg a makroaggregátumok stabilitása esetében a magnézium jelenléte bizonyult meghatározónak, addig a mikroaggregátumok stabilitásánál a nátrium és kalcium hatása látszik. A magnézium ionos tulajdonságainak köszönhetően (nagyobb hidratációs sugár és a kalciumhoz képest kisebb flokkuláló képesség) ronthatja a talaj szerkezeti minőségét az agyagrészecskék diszpergálásán keresztül (montmorillonitos és illites talajokban is), ezáltal elősegítheti az aggregátumok szétesését, ha domináns kationként vagy rendkívül magas koncentrációban van jelen a talajban. Ez utóbbi hazánkban (és a vizsgált adatbázisban), különösen a nagy magnézium-tartalmú szikes talajok esetén figyelhető meg. Szakirodalmi közlések alapján a WSA-típusú indexek esetében a Mg^{2+} jelenléte a makroaggregátum frakciók stabilitás szempontjából nem egyértelmű, mérethatárhoz köthető. GREENE (2002) és munkatársai nyugat-ausztráliai agyagos talajok esetében 1 mm-ben állapították meg azt mérethatárt, amelynél a magnézium még stabilizáló hatást fejt ki, ezalatt destabilizáló hatása jelentkezik. Hasonló tapasztalatokról számoltak be ŠIMANSKY (2014) és munkatársai is talajtípustól függetlenül Calcaric Chernozem, Haplic és Mollic Fluvisols-ok esetében is, ahol a lineáris regresszió eredményei 1 mm-mérethatár esetében mutatták a korrelációs kapcsolatok irányának változását. A Mg^{2+} textúrától függően bizonyos koncentrációig (jellemzően 10-15 cmol/kg) elősegítik az 1mm-nél nem nagyobb makroaggregátumok felépülését, míg ennél jelentősebb mennyiségben csökkentik azok stabilitását (ŠIMANSKY, 2014). A témában írt közlemények értelmében, mikroaggregátumok esetében a jelenlévő kicserélhető Mg^{2+} egyértelműen destabilizáló hatást fejt ki (TISDALL 1996). A HUNSSD adatbázis talajai esetén a mikroaggregátum-stabilitás szempontjából a Mg^{2+} negatív hatása kevésbé egyértelműsíthető, melynek oka nagy valószínűséggel a Na^{+}

meghatározóbb jelenléte. A kalciummal kapcsolatos közlemények, mind a makro-, mind a mikroaggregátum-stabilitást tekintve pozitív hatásról számolnak be, mivel a Ca^{2+} vagy más többértékű kation (többnyire Fe^{3+}) adszorbeálja az agyag felületén a negatív töltésű szerves anyagokat, például a poliszacharidokat (LAL & SHUKLA 2004), így ez az aggregátumok hierarchikus felépülésére, közvetett stabilitására is hatással van. A nátrium esetében megállapítható, hogy az alacsony kicserélhető nátrium-tartalmú talajok mikroaggregátum-stabilitása nagyobb, mint a magasabb nátrium-tartalmúaké, valamint, hogy alacsonyabb nátrium-tartalom mellett a mért-és becsült MiAS (%) értékek szórása kisebb, magasabb nátrium-tartalom esetén viszont jelentősebb szórás tapasztalható.

A káliumnak a mikroaggregátum-stabilitás szempontjából volt gyengén kimutatható hatása. A kálium ionok kolloidikai hatása kevésbé kedvezőtlen, mint a nátriumé, LEVY és VAN DER WATT (1990) szerint hatása a kalcium és nátrium közé tehető. A savanyító hatású kationok jelenléte gyengén ugyan, de mind a makro-, mind a mikroaggregátum-stabilitásra hatással volt.

15. táblázat: A makro-és mikroaggregátum-stabilitás kapcsolata a különböző talajtulajdonságokkal a szakirodalmi közlések összesítése alapján, valamint a HUN-SSD adatbázis talajai esetén

Talajtulajdonságok (változók)		Makroaggregátum stabilitás ($>250\mu\text{m}$)	HUN-SSD MaAS% ($>250\mu\text{m}$)	Mikroaggregátum- stabilitás ($<250\mu\text{m}$)	HUN-SSD MiAS% ($<250\mu\text{m}$)
Elektrolit koncentráció és összetétel	pH (H_2O)	✓	✓✓✓	✓✓	✓✓✓
	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	✗	✓✓	✓✓	✓✓
MÖ	agyag (%)	(✓)	✓✓	✓✓	✓✓
	por (%)	✗	✓✓	✗	✓
	homok (%)	✗	✗	✗	✗
Kalcium-karbonát	CaCO_3 (%)	(✓)	✓	✓✓	✓✓✓
Báziscsere tulajdonságok	Na (S%)	✓	✓	✓✓	✓✓✓
	Ca (S%)	✓✓	✓✓	✓	✓✓✓
	Mg S%	✓	✓✓✓	✓✓	✓✓
	K (S%)	✓	✗	✓	✓
	T-S érték (mmol/100 g; savanyító hatású kationok)	(✗)	✓	(✗)	✓
Szervesanyag	Humusz (%)	✓✓✓	✓✓✓	✓✓	✓✓
	Hargitai Q		✓✓		✓✓✓
	Hargitai K		✓✓✓		✓
	C/N	✓	✓	✓✓	✗

Szelvénybeli elhelyezkedés	Feltalaj/altalaj	✓✓	✓	✓	✓
	Középmélység (cm)		✓✓		✓✓
Földhasználat (szántó, erdő, gyeplő, ültetvény)		✓✓✓	✓✓✓	(✓)	✗

✓✓✓: erős hatás; ✓✓: közepes hatás; ✓: gyenge hatás; ✗: nincs hatás; ()= lehetséges hatás

A vizsgálat szervesanyag tulajdonságok közül a humusztartalom a makroaggregátum-stabilitást erősen, a mikroaggregátum-stabilitást közepesen határozta meg. A humusztartalom és a WSA-típusú mutatók általános összefüggése a szakirodalmi közlésekkel egyezést mutatott. A humuszanyagok közvetlenül kötőanyagként funkcionálnak vagy közvetetten elősegíthetik a talaj mikrobiális aktivitását, fokozva az aggregátumképződést (elsősorban makrostrukturális elemek képződését) és a stabilitás fenntartását (PICCOLO, 1997, SPACCINI et al., 2002).

A szervesanyag minőséget tekintve a Hargitai Q-érték (stabilitási szám- NaF, NaOH humuszkivonatok extinkcióinak hányadosa) a mikroaggregátum-stabilitás esetében erősen, a makroaggregátum-stabilitásnál közepesen volt meghatározó. Tehát, ahol egy talajmintában több volt az erősebben kötött, nátrium-fluoriddal oldható látszólagosan nagymolekulájú humuszanyag (PICCOLO, 2002), erősebb aggregátum-stabilitás mutatkozott. A talajban a szervesanyag komponensek összetett keverékekben helyezkednek el, és stabilitásuk a kölcsönös affinitástól, valamint a talajásványokkal való kölcsönhatásuktól függ (RITSCHER & TOTSCHER, 2019; TOTSCHER et al., 2018). A szakirodalmi közlések alapján ismert, hogy a mikroaggregátumok képződése és stabilitása szempontjából különös jelentőséggel bírnak azok az asszociációk, amelyek az ásványi fázis (szilikát ásványok, fém-oxidok) szerves anyagokkal (mikrobiális eredetű) való kölcsönhatása révén jöttek létre a talajképződés során (mikroaggregátumokat felépítő nano-méretű részecskék). Ezek az építőegységek a szervesanyagok stabilizálásának fő helyei, mind annak adszorpciója, mind bezárása révén (CHENU & PLANTE 2006). Így a HunSSD adatbázis Random Forest analízis eredményei alátámasztják a nemzetközi szakirodalmi közléseket, miszerint a mikroaggregátumok stabilitása és az azokat felépítő szerves-ásványi asszociációk típusa között összefüggés mutatható ki. A makroaggregátumok esetében a Hargitai-Q érték közepes befolyása a stabilitásra (gyengébb hatás, mint a mikroaggregátum-stabilitás esetén) több okkal is magyarázható: a szerves anyagok a makroaggregátumok felépítésében nem fő kötőanyagok, a szervesanyagnak csak egy része felelős a vízstabilitás kialakításért. Ez utóbbi állítást alátámasztja a humusz-tartalom és a makro, mikroaggregátum-stabilitás közötti kapcsolatvizsgálás (a Tyurin-módszer során fogott krómsavas oxidálószer a szerves kötőanyag szén mennyiségét adja meg), mely egyértelműen megállapította, hogy a makroaggregátumok

esetében a szerves szén mennyisége a stabilitás kialakítása szempontjából fontosabb, mint a mikroaggregátumok esetében. Ez és a humuszstabilitás (Hargitai Q-érték) közötti kapcsolatelemzés rávilágít arra és egyben alá is támasztja azt az elméletet, miszerint a makroaggregátumok stabilitása nem kizárólag a humuszminőségtől függ (mivel a stabilizálásban más szerves-frakciók is részt vesznek), azonban a mikroaggregátumok stabilitását erősen meghatározza (TISDALL & OADES, 1982; AMÉZKETA, 1999). A Hargitai-K érték képzésben a Tyurin-módszer szerint meghatározott humusz-tartalom is számításba vett az egyenletben, így a fentiek tükrében érthető, hogy a Hargitai K-érték a makroaggregátum-stabilitást erősen, míg a mikroaggregátum-stabilitást csak gyengén határozta meg. A C/N arány esetében a Random Forest analízis kizárólag a makroaggregátum-stabilitás kapcsán talált valamiféle, de mindenképp gyenge kapcsolatot, ami a témában íródott szakirodalmi közléseket figyelembe véve igen ellentmondásos (HADAS et al., 1994; SUN et al., 1995; AMÉZKETA, 1999; KLEBER et al., 2007; TOTSCHÉ et al. 2018). A mikroaggregátumok esetében feltételezhető a nagy N-tartalmú szervesanyagok stabilizáló hatása, ami a finomfrakcióhoz kötött szervesanyagok alacsony C/N arányából következik (amfifil fehérjeszerű vegyületek jelenléte) (TOTSCHÉ et al. 2018). Ez a hatás azonban a HunSSD adatbázis esetén nem volt kimutatható. A Random Forest analízis alapján, a hazai HunSSD adatbázis talajai esetén a szelvénybeli elhelyezkedésnek kimutatható hatása volt mind a makro-, mind a mikroaggregátum-stabilitásra. Míg a feltalaj/ altalaj pozíció esetében egyformán csak gyenge, addig a középmezőny esetén mindkét stabilitás esetén közepes hatás volt tapasztalható. Ebben valószínűleg megmutatkozik az adatbázisban szereplő művelt talajok jelenlétének többségi statisztikai hatása, feltehetően a művelt szintek alatti „középmezőnyben” erősebb aggregátum-stabilitást tapasztalhatunk. A témában fellelhető szakirodalmak közül főként tartamkísérletek kapcsán találhatunk információkat az aggregátum-stabilitás (makroaggregátum-stabilitás) alakulásáról (többnyire MWD mutatók alakulásának felvázolása alapján) a teljes talajprofil viszonylatában (VAN HOORN, 1958, HORN et al., 1994, HERNANZ et al., 2002), de minden esetben összefüggés mutatkozott az aggregátumok stabilitása (kiemelten a makroaggregátumok stabilitása) és mélységbeli elhelyezkedés között.

A Random Forest analízis eredményeit vizsgálva a földhasználat hatása- a mérséklet övezet talajainak vizsgálatával kapcsolatos szakirodalmi közlésekkel összhangban- csak a makroaggregátum-stabilitásra fejtett ki egyértelmű hatást (kizárólag a makroaggregátum-stabilitás szempontjából értelmezte az algoritmus meghatározó tényezőnek a földhasználat típusát). (KEMPER & ROSENAU, 1986; LE BISSONNAIS 1996; AMÉZKETA, 1999; ASHAGRIE et al., 2007). Szakirodalmi közlések alapján mérsékelt övezetben közvetlenül nem mutatható ki, de

trópusi körülmények között a földhasználat közvetlen hatással van a mikroaggregátumok stabilitására, ez egyben azt is jelentheti, hogy a trópusi talajok mikroaggregátumait stabilizáló anyagok (pl. Fe-Al-oxidokban, oxihidroxidokban gazdag, szervesanyagban szegény talajok) érzékenyebbek a földhasználatra (TISDALL 1996).

A becslő modellek viszonylagos pontatlansága alapján következtethetünk arra, hogy számos olyan a HUN-SSD adatbázison nem vizsgált talajtulajdonság akadhat még, melyek meghatározhatják egy adott talaj makro-, vagy mikroaggregátum-stabilitását. Példaként említve, nem csak a szerves-ásványi, hanem ásvány-ásvány kölcsönhatások is beindíthatják a mikroaggregátumok nano-méretű egységeinek felépülését. OADES és WATERS (1991) korábban arra hívta fel a figyelmet, hogy az elektronmikroszkópos felvételeken sem lehet megkülönböztetni az aggregáció lépéseit (így a pontos kiindulási anyagokat sem) a 20 μm -nél kisebb aggregátumok felépülése során. A földhasználat hatásának tisztázatlan kérdését a mikroaggregátumok-stabilitása kapcsán korábban már AMÉZKETA (1999) is felvette, mint további vizsgálatot igénylő egyelőre ismeretlen problémát. A HunSSD adatbázis vizsgálata esetén hasonló tapasztalatok keletkeztek – a Random Forest becslő modellek teljesítménymutatóinak elemzése alapján a mikroaggregátumok esetében, hasonlóan a makroaggregátumokhoz az a modell bizonyult a legjobb becslést adónak, ahol a földhasználat típusának adatai bevonásra kerültek az elemzésbe (MaAS%: 1/C_{4f}; MiAS%: 1/C₅). Ugyanakkor a Random Forest analízis a mikroaggregátum-stabilitást becslő modellek esetén (bemeneti adatoktól függően) a földhasználatot vagy utolsó helyen-, vagy egyáltalán nem válogatta be a MiAS (%) -ot meghatározó paraméterek közé. A háttérben azonban valószínűsíthetők a földhasználati gyakorlatból származó talajtevékenységek és a mikroaggregátum-stabilitás összefüggései.

Az egyéb talajtulajdonságok (pl. vas-tartalom meghatározás, agyagásvány összetétel elemzés stb.) vizsgálata további költségeket emésztene fel és bonyolítaná a jövőben a pedotranszfer becslő függvények alkalmazásának lehetőségét a talajok makro-, vagy mikroaggregátum-stabilitás becslése kapcsán. Azonban számos közvetetten megállapítható talajtulajdonság és információ rejtőzik akár a hazai genetikus, vagy akár a nemzetközi talajosztályozással (pl. WRB) történt talajfelvételezések jegyzőkönyveiben. Ezen érték adatok megfelelő logikával közvetetten ugyan, de beépíthetők lehetnének a szerkezetstabilitási becslésekbe is. Mivel a talaj szerkezetének felépülése és a talajtípus közötti kapcsolatok összetettek, a szerkezet kialakulása is több tényező kölcsönös hatásából adódik (KEMPER & ROSENAU 1986). Ebből következően a talajtípus tehát közvetlenül nem befolyásolja a talaj szerkezetét, de a talajtípust jellemző

talajtulajdonságok belső kombinációi erősen meghatározzák az aggregációt, így a talajszerkezet egyéb paramétereit (pl. vízstabilitását is).

5. Új tudományos eredmények

A lézerdiffraktometriás módszertani előkísérletek tézisei:

1. Megállapítottam, hogy a talajok **fizikai, kémiai és ásványtani tulajdonságaitól függően a különböző diszperziós módszerek eltérő LDM mechanikai összetétel eredményeket adtak különböző vizes közegek megválasztása mellett**. A jövőbeni LDM mérések szabványosítási törekvései kapcsán fel kell hívni a figyelmet arra, hogy megoldást kell találni a változatos tulajdonságokkal rendelkező talajminták szemcseméret-eloszlásának pontosabb meghatározására (lehetőség szerint teljes dezaggregációval, az elemi részecskék teljes diszperziójával, a mesterséges termékképződés kiküszöbölésével) a talajminták szemcseméret-eloszlásának pontosabb meghatározása érdekében.
2. Mivel sem a lézerdiffraktométerek gyártói, sem a vonatkozó szakirodalom nem vagy alig foglalkozik a mérőcellákba kerülő talajszuszpenzió vizes fázisának minőségével, nem tesz ajánlásokat annak megválasztására a talajok mechanikai összetételének lézerdiffrakciós módszerrel történő mérése során, módszertani előkísérletekkel, változatos talajminták vizsgálatával igazoltam, hogy **a laboratóriumunkban alkalmazott készülék** (Mastersizer 3000, Hydro LV) **és előkészítési módszertan** (Calgon + UH) **esetében a csapvíz alkalmazása semmiképp sem javasolható**. Helyette **célszerű az ioncserélt víz vagy a desztillált víz használata, melyek esetleges felcserélése** az adott módszertan mellett a mérési eredményekben **nem okoz igazolható különbséget**.

Az aggregátum-stabilitás vizsgálatokhoz kapcsolódó tézisek:

3. A **Random Forest algoritmus** segítségével megállapítottam, hogy a hazai talajadatbázisokat (AIIR, MARTHA) reprezentáló **Magyarországi Talajszerkezeti Adatbázis** (HunSSD) hierarchikus rendszerben épített aggregátum-stabilitást becslő modelljei esetében, a felhasznált bemeneti vizsgálati adatok mellett a talajok MiAS% becslése pontosabbnak bizonyult (modellek teljesítménymutatói alapján) a MaAS% becslésével szemben.
4. Fenti módszerrel vizsgáltam, hogy a különböző részletességű hazai talajadatbázisokból származó információk esetében mely talajtulajdonságok, milyen mértékben teszik lehetővé a makroaggregátum-stabilitás (MaAS (%)) becslését, illetve milyen mértékben fontosak a becslés szempontjából ezek a tulajdonságok. Megállapítottam, hogy **a MaAS (%) modell akkor a legpontosabb, amikor a talajok alapvizsgálati adatain túl**

rendelkezésünkre állnak a báziscsere vizsgálatok eredményei is, illetve információval rendelkezünk a földhasználat típusáról. Ebben az esetben a MaAS (%) szempontjából a legfontosabb talajtulajdonságok sorrendben *a talaj kémhatása, humusztartalma és kicserélhető Mg^{2+} - tartalma* volt.

5. Fenti módszerrel - az előzőekhez hasonlóan - vizsgáltam, hogy a különböző részletességű hazai talajadatbázisokból származó információk esetében mely talajtulajdonságok, milyen mértékben teszik lehetővé a mikroaggregátum-stabilitás (MiAS (%)) becslését, illetve milyen mértékben fontosak a becslés szempontjából ezek a tulajdonságok. Megállapítottam, hogy *a MiAS (%) modell akkor a legpontosabb, amikor a talajok alapvizsgálati adatain túl rendelkezésünkre állnak a báziscsere vizsgálatok eredményei is.* Ebben az esetben a MiAS (%) szempontjából a legfontosabb talajtulajdonságok sorrendben *a talaj kicserélhető Na^+ - tartalma, kémhatása és $CaCO_3$ -tartalma* volt. A földhasználat hatását a mikroaggregátumok stabilitásának szempontjából nem tudtuk igazolni.

6. Összefoglalás

Még napjainkban sincs pontos, objektív vagy általánosan alkalmazható módszer a talajszerkezet állapotának mérésére és leírására. Ennek oka, hogy jellemzően egy összetett tulajdonságról van szó a részecskék különböző mérete, alakja és heterogén kémiai összetétele miatt. Emellett a talaj aggregátumok (primer részecskék, mikro- és makroaggregátumok) hierarchikus szerveződésének mechanizmusai igen eltérőek, melyekre dinamikusan változó különféle környezeti tényezők (pl. antropogén hatások, domborzat, vízrajz) is hatást gyakorolnak. Szakirodalmi közlések és kutatási tapasztalatok alapján az aggregátum-stabilitást leíró mutatók megfelelő indikátorai lehetnek a talajdegradáció és sérülékenységek leírásának, melyek számos tudományos és gyakorlati környezeti vizsgálatban alkalmazhatók lehetnek. Az aggregátum-stabilitást meghatározó talaj- és környezeti tulajdonságok pontosabb ismerete fontos jövőbeni feladat lenne, mivel ezeken keresztül felmérhetjük a különböző talajtípusok erózióra való hajlamát és input adatként javíthatnák a hidrofizikai tulajdonságokat becslő pedotranszfer függvényeket is.

Kutatásaim alapját a HUN-REN ATK TAKI kutatócsoportja (melyben én is részt vehettem) által a közelmúltban feltárt 55 talajszelvény adataiból felépülő, új hazai talajszerkezeti adatbázis, a HunSSD képezte. Ez országos szinten területarányosan képviseli az érvényben lévő hazai talajosztályozás szerint besorolt főbb talajtípusokat. Elsődleges célom volt, hogy az adatbázis statisztikai vizsgálatával megállapítsam, mely talajtuladonságok határozzák meg leginkább hazai talajaink makro- illetve mikroaggregátum-stabilitását. Ehhez először előzetes tájékozódás céljából a változók egyéni hatásának felmérésére lineáris kapcsolatvizsgálatot, korrelációs mátrixokat készítettem, majd a talajtuladonságok együttes hatásának tanulmányozása érdekében Random Forest becslő modelleket hoztam létre. A becslő modellek felépítése hierarchikus volt (az elemzésbe vont talajtuladonságok körének szisztematikus bővítésével történt), mivel kutatásom azt a távlati célt szolgálja, hogy a Random Forest becslések tapasztalatait az eltérő adattartalmú talajadatbázisainkra épülő becslő módszerekbe is beépítésre kerülhessenek. A kapott statisztikai vizsgálatok eredményeit összehasonlítottam a hazai és nemzetközi szakirodalmi tapasztalatokkal; ennek kapcsán feltártam, hogy a HunSSD adatbázis talajai esetén milyen egyezések és különbségek rajzolódnak ki ezekhez viszonyítva a makro- és mikroaggregátum-stabilitást meghatározó talajtuladonságok esetében.

Az elemzések alapján az is megállapítható, hogy számos nehezen vagy költségesen meghatározható talajtuladonság akad (pl. Fe^{3+} , Al^{3+} vizsgálat, mikrobiális, biológiai jellemzők, szervesanyag-típus vizsgálata), melyek rejtve ugyan, de megjelennek a jelenleg érvényben

lévő hazai- vagy nemzetközi (WRB) talajosztályozásban rejlő információkban. Ezen paraméterek bevonása az aggregátum-stabilitás becslésekbe a későbbiekben javíthatná a Random Forest becselő függvények teljesítménymutatóit. Az antropogén (vagy feltételezhetően antropogén) hatásokról, a Hun-SSD adatbázis talajai esetében nagyon kevés információ áll rendelkezésre, így ezeket közvetlenül a kutatás keretein belül nem tudtuk figyelembe venni a modellalkotáskor (kivételt képez ez alól a földhasználat típusa, valamint a minta szelvénybeli elhelyezkedése). További cél lehet, hogy a jövőben minél több antropogén hatást összegyűjtsünk és beépítsünk a HunSSD talajszerkezeti adatbázisba. A modellek nem kielégítő pontossága visszavezethető az antropogén hatásokat tekintve hiányos információkra (például, hogy volt-e egy adott mintázási területen öntözés vagy szennyvízöntözés, volt-e valamiféle talajjavítás, esetleges talajszennyezés stb.). Cél lehet még a későbbiekben az adatbázis kibővítése különböző környezeti segédváltozókkal (pl. domborzati deriváltak, éghajlati, hidrológiai és spektrális adatok) a modellek „magyarázó erejének” növelése céljából.

Kutatásom másodlagos célja volt a lézerdiffraktometriás (LDM) mechanikai összetétel (MÖ) meghatározás módszertani pontosítása. Ennek főbb oka, hogy az aggregátum-stabilitás statisztikai elemzéseikhez használt mikroaggregátum-stabilitás (MiAS%) mutató lézerdiffraktometriás módszerrel elvégzett mechanikai összetétel méréseken alapul. Ezek megfelelő kis szórással történő reprodukálhatósága kulcsfontosságú volt. A módszertani kísérlet alapját egy teszt adatbázis (KESZTHELY adatbázis) mintái szolgáltatták.

A lézerdiffraktometriás szemcseméret analízis a talajok mechanikai összetételének meghatározására ma már igen széleskörben elterjedt vizsgálati módszer. A LDM MÖ vizsgálatokat a talajtan, valamint az egyéb társtudományok széles köre (hidrológia, mérnök geológia) alkalmazza. A vizsgálatok általános elterjedtsége miatt napjainkra már számos mérési módszer létezik párhuzamosan. Az egyes LDM készülékek gyártói, valamint a témában közölt szakirodalmi tapasztalatok szerint az automatizálhatóság szempontjából igen lényeges vizes közeg megválasztásának nincs lényegi hatása a mérési eredményekre. Az általam végzett módszertani előkísérletek eredményei ennek ellenkezőjét igyekeznek alátámasztani.

7. Summary

Even today there is no accurate, objective or universally applicable method for measuring and describing the condition of soil structure. This is because it is typically a complex property due to the different size, shape and heterogeneous chemical composition of the particles. In addition, the mechanisms of hierarchical organization of soil aggregates (primary particles, micro- and macro-aggregates) are very different and are influenced by dynamically varying environmental factors (e.g. anthropogenic influences, topography, hydrography). Literature and research experience suggest that indicators describing aggregate stability can be appropriate indicators for describing soil degradation and vulnerability, and can be applied in a wide range of scientific and practical environmental studies. A better understanding of soil and environmental properties that determine aggregate stability would be an important future task, as it could be used to assess the susceptibility of different soil types to erosion and as input data to improve pedotransfer functions estimating hydrophysical properties.

The basis of my research was the new Hungarian soil structure database, the HunSSD, which was built from the data of 55 soil sections recently explored by the TAKI research group of the HUN-REN ATK (in which I also participated). It represents the main soil types classified according to the current national soil classification on a national basis. My primary objective was to determine, through statistical analysis of the database, which soil properties are the most important determinants of the macro- and micro-aggregate stability of our domestic soils. To do this, I first performed a linear relationship analysis and correlation matrices to assess the individual effects of the variables, and then created Random Forest estimator models to study the combined effects of the soil properties. The estimator models were built hierarchically (by systematically expanding the range of soil properties included in the analysis), as my research has the long-term goal of incorporating the experience of Random Forest estimation into estimation methods based on our different soil datasets. I compared the results of the statistical analyses with the national and international literature; in this context, I explored the similarities and differences between the HunSSD database and the national and international literature in terms of the macro- and micro-aggregate stability of the soils.

The analyses also show that there are a number of soil properties that are difficult or costly to determine (e.g. Fe^{3+} , Al^{3+} analysis, microbial characteristics, organic matter analysis), but are hidden in the information contained in the current national or international (WRB) soil classification. Inclusion of these parameters in aggregate stability estimations could improve the performance indicators of Random Forest estimator functions in the future. There is very

little information available on anthropogenic (or presumably anthropogenic) effects on the soils of the HunSSD database, so these could not be directly considered in the modelling process within the scope of this research (except for land use type and sample section location). A further goal could be to collect and incorporate as many anthropogenic effects as possible into the HunSSD soil structure database in the future. The insufficient accuracy of the models may be due to the lack of information on anthropogenic effects (e.g. whether irrigation or sewage irrigation was applied in a given sampling area, whether there was any soil improvement, possible soil contamination, etc.). A further aim could be to extend the database in the future with different environmental auxiliary variables (e.g. topography derivatives, climatic, hydrological and spectral data) to increase the "explanatory power" of the models.

A secondary aim of my research was to refine the methodology for the determination of mechanical composition by laser diffractometry (LDM). The main reason for this is that the micro-aggregate stability (MiAS%) index used for statistical analyses of aggregate stability is based on mechanical composition measurements made by laser diffractometry. The reproducibility of these measurements with sufficiently low variance was crucial. The methodological experiment was based on samples from a test database (KESZTHELY database).

Laser diffraction particle size analysis is now a widely used test method for determining the mechanical composition of soils. LDM mechanical composition analyses are applied in soil science as well as in a wide range of other co-disciplines (hydrology, engineering geology). Due to the widespread use of these tests, there are nowadays several measurement methods in parallel. The choice of aqueous medium, which is essential for automation, has no significant effect on the measurement results, according to the manufacturers of the individual LDM instruments and to the literature on the subject. The results of my methodological preliminary experiments try to prove the opposite.

8. Köszönetnyilvánítás

“Egyetlen rejtélynek sem árt, ha egy kicsit többet tudunk róla.”

R. Feynman

Dolgozatom több éves kutatómunka eredménytöredékeinek bemutatása, amely eredményekért egy teljes kutatócsoport kitartóan dolgozott. Örömmel tölt el és hálás vagyok érte, hogy tagja lehetek ennek a fantasztikus, szakmailag inspiráló csapatnak. A szakmaiságon túl szívből köszönöm a barátságokat, a felejthetetlen emlékeket. Külön köszönöm Dr. Makó András konzulensemnek, hogy bizalmat szavazott nekem és érdekesnek talált a közös munkáramat, hogy szakmailag mindig inspirált és bátorított a nehezebb pillanatokban is. Köszönöm Dr. Szegi Tamásnak gödöllői konzulensemnek, hogy támogatott a munkámban és ösztönzött arra, hogy elkészítsem dolgozatom. Köszönöm Csákiné Dr. Michéli Erikának, hogy a tanszéki munkám mellett lehetővé tette kísérleteim elvégzését és dolgozatom megírását. Köszönöm Dr. Andrzej Bieganski és kutatócsoportjának, hogy a lengyel lublini Instytut Agrofizyki PAN Kutatóintézetben ott tartózkodásaim alatt értékes talajfizikai tapasztalatokat szerezhettem, melyet később közös munkánk keretein belül kamatoztathattam.

Köszönöm Barna Gyöngyinek, hogy mindig fény volt az éjszakában és minden körülmények között erőn felül segítette munkám. Köszönöm a HUN-REN ATK Talajtani Intézet, Talajfizikai és Vízgazdálkodási Osztály valamennyi munkatársának, laboratóriumi munkáiért Némethné Herczeg Eszter egykori tudományos munkatársnak, Bányász Ágnesnek, Kovács Dorottya „Dorkának”, Kovács Orsolyának és nem utolsósorban Agárdiné Kovács Borbálának munkája mellett, kellemes társaságát a dolgozó napok alatt.

Köszönöm a MATE KÖTI Talajtani Tanszék valamennyi munkatársának a munkáját és támogatását. Külön köszönöm Gergely Ildikó laboratóriumi koordinátornak, Csibi Melinda kutatói munkatársnak és Kárász Ildikó titkárnak segítségét, akikhez bármikor fordultam problémáimmal, számos feladatuk mellett rögtön igyekeztek megoldást találni azokra. Köszönöm Dr. Simon Barbara, Fodor Hella és Tóth József Attila barátságát, akik biztattak PhD tanulmányaim során és akikkel egy-egy jó beszélgetés mindig új energiákkal töltött fel.

Mindez azonban nem sikerülhetett volna Családom támogatása nélkül. Köszönöm a Szüleimnek és Testvéremnek, valamint Férjemnek a sok segítséget, amivel időt biztosítottak számomra, hogy megírhasam ezt a dolgozatot. És nem utolsósorban köszönöm a Kisfiam türelmét és megértését, remélem ezután jóval több közös vidám pillanatot élhetünk át együtt.

9. Melléklet

M1. Irodalomjegyzék

1. ABDULKARIM, M., GREMA, H.M., ADAMU, I.H., MUELLER, D., SCHULZ, M., ULBRICH, M., MIOCIC, J.M. and PREUSSER, F. 2021. Effect of Using Different Chemical Dispersing Agents in Grain Size Analyses of Fluvial Sediments via Laser Diffraction Spectrometry. *Methods and Protocols* 4. (3): 44. <https://doi.org/10.3390/mps4030044>
2. ALLEN, T.A., 1990. Particle Size Measurement, fourth ed. Chapman and Hall, London.
3. ALPEROVITCH, N., SHAINBERG, I. & KEREN, R. 1981. Specific effect of magnesium on the hydraulic conductivity of sodic soils. *Journal Soil Sci.* 32:543-554.
4. 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 Sci. Soc. Am. J.* 66. 1526–1530.
5. AMÉZKETA, E., 1999. Soil aggregate stability: a review. *J. Sustain. Agr.* 14 (2–3). 83–151
6. 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. *Span. J. Agri. Res.* 1 (4). 83–94.
7. ARORA, H.S. & N.T. COLEMAN. 1979. The influence of electrolyte concentration on flocculation of clay suspensions. *Soil Sci.* 127(3):134-139.
8. ASHAGRIE, Y., ZECH, W., GUGGENBERGER, G., MAMO, T. 2007. Soil aggregation, and total and particulate organic matter following conversion of native forests to continuous cultivation in Ethiopia, *Soil and Tillage Research*, Volume 94, Issue 1, 2007, Pages 101-108, ISSN 0167-1987
9. ATTERBERG, A., 1912. Die mechanische Bodenanalyse und die Klassifikation der Mineralboden Schruedens. *Internationale Mitteilungen für Bodenkunde.* 2. 312–342.
10. AZAMATHULLA, H.M.D., CHANG, C.K., GHANI, A.A.B., ARIFFIN, J., ZAKARIA, N.A. & ABU HA-SAN, Z., 2009. An ANFIS-based approach for predicting the bed load for moderate sized rivers. *J. Hydro-Environ. Res.* 3 (1). 35–44.
11. BALDOCK, J.A., & KAY, B.D., 1987. Influence of cropping history and chemical treatments on the water-stable aggregation of a silt loam soil. *Can. J. Soil Sci.* 67. 501–511.
12. BALDOCK, J.A., J.M. OADES, A.M. VASSALLO & M.A. WILSON. 1990. Solid-State CP/MAS ¹³C N.M.R. Analysis of bacterial and fungal cultures isolated from a soil incubated with glucose. *Aust. J. Soil Res.* 28:213-225.
13. BALLENEGGER R., 1953. Talajvizsgálati módszerkönyv. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
14. BALLENGER R. & DI GLÉRIA J., 1962. Talaj-és trágyavizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
15. BARNA, GY., FÖLDÉNYI, R., TÓTH, Z., BALÁZS, R. & MAKÓ, A. 2015. Kationos felületaktív anyag (hexadecilpiridinium-klorid monohidrát) adszorpciója talajokon, *Agrokémia és Talajtan* 64 (2015) 1 105–122.
16. BARNA, GY., BAKACSI, ZS., LABANCZ, V., HERNÁDI, H. & MAKÓ, A. 2017. Methodological experiences of aggregate stability measurements In: ČELKOVÁ, A (SZERK.) *Transport of water, chemicals and energy in the soil-plant-atmosphere system* Bratislava, Szlovákia: Slovak Academy of Sciences, Institute of Hydrology (2017) 354 p. pp. 29-35., 7 p.

17. BARRAL, M.T., ARIAS, M. & GUERIF, J., 1998. Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. *Soil Tillage Res.* 46. 261–272.
18. BARTLOVÁ, J., BADALÍKOVÁ, B., POSPÍŠILOVÁ, L., POKORNÝ, E. & ŠARAPATKA, B., 2015. Water stability of soil aggregates in different systems of tillage. *Soil Wat. Res.* 10 (3). 147–154.
19. BARTMINSKI, P., KRUSINSKA, A., BIEGANOWSKI, A., RYŻAK, M., 2011. Preparation of soil samples for particle size distribution analysis using laser diffraction method. *Soil Sci. Annu.* 62, 9e15.
20. BARTOLI, F., G. BURTIN & A.J. HERBILLON. 1991. Disaggregation and clay dispersion of oxisols: Na resin, a recommended methodology. *Geoderma* 49:301-317.
21. 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. *Aust. J. Soil Res.* 32 (2). 185–199.
22. BASIM, B.G. & KHALILI, M., 2015. Particle size analysis on wide size distribution powders; Effect of sampling and characterization technique. *Adv. Powder Technol.* 26, 200e207.
23. BECKMAN-COULTER, 2011. Instruction for Use e LS 13 320 Laser Diffraction Particle Size Analyser.
24. BEN-HUR, M. 2006. Using synthetic polymers as soil conditioners to control runoff and soil loss in arid and semiarid regions: A review. *Aust. J. Soil Res.* 44:191-204.
25. BETTERSIZE- Bettersizer S3 Plus- User- XI'AN Thermal Power Research Institute Co., Ltd
26. BEUSELNICK, L., GOVERS, G. & POESEN, J., 1999. Assesment of micro-aggregation using laser diffractometry. *Earth Surf Proc Land.* 24. 41–49.
27. BIEGANOWSKI, A., RYŻAK, M. & WITOKOWSKA-WALCZAK, B., 2010. Determination of soil aggregate disintegration dynamics using laser diffraction. *Clay Min.* 45. 23–34.
28. BIEGANOWSKI, A., CHOJECKI, T., RYŻAK, M., SOCHAN, A. & LAMORSKI, K., 2013. Methodological aspects of fractal dimension estimation on the basis of particle size distribution. *Vadose Zone J.* 12, 1e9.
29. BIEGANOWSKI, A., RYŻAK, M., SOCHAN, A., BARNA, G., 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 pp. 215-279., 65 p.
30. BLACKMAN, J.D., 1992. Seasonal variation in the aggregate stability of downland soils. *Soil Use Manage.* 8 (4). 142–150.
31. BLAKE, G.R. & R.D. GILMAN. 1970. Thixotropic changes with aging of shynthetic soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34:561-564.
32. BLASKÓ, L. & KARUCZKA, A. 2001. Különböző kicserélhető magnézium-tartalmú talajok néhány fizikai tulajdonsága. *Agrokémia és talajtan*, 50 (3-4). pp. 383-396. ISSN 0002-1873
33. BLOTT S.J. & PYE K., 2006. Particle size distribution analysis of sand-sized particles by laser diffraction: an experimental investigation of instrument sensitivity and the effects of particle shape. *Sedimentology*, 53, 671-685.
34. BOCCO, M., WILLINGTON, E. & ARIAS, M., 2010. Comparison of regression and neural net-works models to estimate solar radiation. *Chil. J. Agr. Res.* 70 (3). 428–435.
35. BOHREN, C. F., & HUFFMAN, D. R. 1983, in *Absorption and Scattering of Light by Small Particles* (Wiley-Interscience Publication), 356
36. BORGGAARD O., K. 1983 The influence of iron oxides on phosphate adsorption by soil. *J Soil Sci* 34:333-341
37. BORN, M. & WOLF, E., 1999. *Principles of Optics: Electromagnetic Theory of Propagation, Interference and Diffraction of Light*, seventh ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

38. BOTTINELLI, N., ANGERS, D.A., HALLAIRE, V., MICHOT, D., LE GUILLOU, C., CLUZEAU, D., HEDDADJ, D. & MENASSERI-AUBRY, S. 2017. Tillage and fertilization practices affect soil aggregate stability in a Humic Cambisol of Northwest France *Soil Tillage Res.*, 170 14-17, 10.1016/J.STILL.2017.02.008
39. BOUMA, J., 1989. Using soil survey data for quantitative land evaluation. *Advances in Soil Science* 9. 177–213
40. BREZEZINSKA, M., NOSALEWICZ, M., PASZTELAN, M. & WŁODARCZYK, T., 2012. Methane production and consumption in loess soil at different slope position. *Scientific World J.*, Article ID 620270.
41. BRONICK, C.J., LAL, R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124. (1-2): 3-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>.
42. BRUCE-OKINE, E. & LAL, R., 1975. Soil erodibility as determined by the raindrop technique. *Soil Sci.* 119. 149–157.
43. BUAH-BASSUAH, P.K., EUZZOR, S., FRANCINI, F., QUANSAH, G.W. & SANSONI, P., 1988. Soil textural classification by a photosedimentation method. *Appl. Optic.* 37, 586e593.
44. BUURMAN, P., PAPE, TH. & MUGGLER, C. C., 1997. Laser grain-size determination in soil genetic studies. 1. Practical problems. *Soil Sci.* 162. 211–218.
45. BÜCHI, L., WALDER, F., BANERJEE, S., COLOMBI, T., VAN DER HEIJDEN, M.G.A., KELLER, T., CHARLES, R. & SIX, J. 2022. Pedoclimatic factors and management determine soil organic carbon and aggregation in farmer fields at a regional scale *Geoderma*, 409, 115632
46. CANARACHE A., DUMITRU E. & ENACHE R. 1998. Estimation of soil sensitivity to structure degradation. In: Proc. of the 16th World Congress of Soil Science. Montpellier, Symposium 24,8 (CD-ROM).
47. CARTER, M.R. 1994. A review of conservation tillage strategies for humid temperate regions. *Soil & Till Res.* 31:289-301.
48. CASSEL, D.K., C.W. RACZKOWSKI & H.P. DENTON. 1995. Tillage effects on corn production and soil physical conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:1436-1443.
49. CENTERI, C., SZALAI, Z., JAKAB, G., BARTA, K., FARSANG, A., SZABO, S. & BÍRO, Z., 2015. Soil erodibility calculations based on different particle size distribution measurements. *Hungarian Geogr. Bull.* 64, 17e23.
50. CHAN, K.Y. & D.P. HEENAN. 1996. The influence of crop rotation on soil structure and soil physical properties under conventional tillage. *Soil & Till Res.* 37:113-125.
51. CHENU, C. & STOTZKY, G. (2002): Interactions Between Microorganisms and Soil Particles: An Overview, in Huang, P. M., Bollag, J.-M., Senesi, N. (eds.): *Interactions Between Soil Particles and Microorganisms—Impact on the Terrestrial Ecosystems*. John Wiley and Sons, Chichester, UK, pp. 3-40.
52. CHOROVER, J., AMISTADI, M. K. & CHADWICK, O. A., 2004. Surface charge evolution of mineral-organic complexes during pedogenesis in Hawaiian basalt. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 68, 859–4876.
53. CLIFTON, J., MCDONALD, P., PLATER, A. & OOLDFIELD, F., 1999. An investigation into the efficiency of particle size separation using Stokes' measurement. *Earth Surf Proc Land.* 24. 725–730.
54. COLEMAN, C.D., CALLAHAM JR., M.A. & CROSSLEY JR., D.A., 2018. Secondary Production: Activities of Heterotrophic Organisms - Microbes. In: *Fundamentals of Soil Eco-logy* (3rd ed.). Academic Press. 47–76.
55. CZIBULYA, ZS., TOMBÁČZ, E., SZEGI, T., MICHÉLI, E. & ZSOLNAY, Á., 2010. Standard state of soil dispersions for rheological measurements. *Appl. Clay Sci.* 48. 594–601.
56. CZURDA, K.A., S. LUDWIG & R. SCHABABERLE. 1995. Fabric changes in plastic clays by freezing and thawing. pp. 71-91. In Hartge, K.H. & B.A. Stewart (eds.). *Soil structure*.

- Its development and function. *Advances in Soil Science*. Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
57. DALAL, R.C. & B.J. BRIDGE., 1996. Aggregation and organic matter storage in sub-humid and semi-arid soils. pp. 263-307. In Carter, M.R. & B. A. Stewart (eds.). *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. *Advances in Soil Science*. Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
 58. DE BOER, G.B.J., DE WEERD, C., THOENES, D. & GOOSSENS, H.W.J., 1987. Laser diffraction spectrometry: fraunhofer diffraction versus Mie scattering. *Part. Part. Syst. Char.* 4, 14e19.
 59. DEXTER, A.R. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil & Till. Res.* 11:199-238.
 60. DEXTER, A.R. 2004. Soil physical quality. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma* 120: 201-214.
 61. DEXTER, A.R. & CZYZ, E.A., 2007. Applications of S-theory in the study of soil physical degradation and its consequences. *Land Degradation and Development* 18: 369-381.
 62. DI GLÉRIA J., KLIMES-SZMIK A. & DVORACSEK M., 1957. *Talajfizika és talajkolloidika*. Akadémiai Kiadó. Budapest.
 63. DORODNIKOV M., BLAGODATSKAYA E., BLAGODATSKY S., MARHAN S., FANGMEIER A. & KUZYAKOV Y. 2009. Stimulation of Microbial Extracellular Enzyme Activities by Elevated CO₂ Depends on Soil Aggregate Size. *Glob. Chang. Biol.* 15, 1603–1614.
 64. DUNAI A. & TÓTH Z., 2015. Szerves- és műtrágyázás tartamhatása a talajaggregátumok stabilitására agyagbemosódásos barna erdőtalajon. *Agrokémia és Talajtan.* 64. 29–52.
 65. DURGIN, P.B. & J.G. CHANEY. 1984. Dispersion of kaolinite by dissolved organic matter from Douglass-fir roots. *Can. J. Soil Sci.* 64:445-455.
 66. DVORACSEK M., 1952. Adatok a talajszerkezet vízállóságának fiziko-kémiai alapjaihoz. In: *Agrokémiai Kutató Intézet 1950-es évkönyve*. Mezőgazdasági Kiadó. Buda-pest. 141–158.
 67. EDWARDS, A.P. & BREMNER, J.M. 1967. Microaggregates in soils. *J. Soil Sci.* 18:64–73.
 68. ELLIOTT, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:627–633.
 69. EMERSON, W.W. and DETTMAN, M.G. 1960. The effect of pH on the wet strength of the soil crumb. *J. Soil Sci.* 11:149–158.
 70. EMERSON, W.W. 1964. The slaking of soil crumb as influenced by clay mineral composition. *Aust. J. Soil Res.* 2:211-217.
 71. EMERSON, W.W. 1977. Physical properties and structure. pp. 78-104. In J.S. Russell & E.L. Greacen (eds.). *Soil factors in crop production in a semi-arid environment*. University of Queensland Press. St. Lucia, Queensland.
 72. EMERSON, W.W. 1983. Inter-particle bonding. pp. 477-498. In *Soils: An Australian viewpoint*. Chapter 31. CSIRO Melbourne and Academic Press. London.
 73. EMERSON, W.W. & GREENLAND, D.J., 1990. Soil aggregates—formation and stability. In: *Soil colloids and their associations in aggregates* (eds.: De Boodt, M.F., Hayes, M.H.B. & Herbillon, A.). Plenum Press, New York, N.Y., U.S.A. 485–511.
 74. ERTL, T., MARTON, A. & FÖLDÉNYI, R., 2004. Effect of pH and the role of organic matter in the adsorption of isoproturon on soils. *Chemosphere.* 57. 771–779.
 75. ESHEL, G., LEVY, G. J., MINGELGRIN, U. & SINGER, M. J., 2004. Critical evaluation of the use of laser diffraction for particle-size distribution analysis. *Soil Sci Soc Am J.* 68. 736–743.
 76. EUSTERHUES, K., RUMPEL, C., KLEBER, M. & KO“GEL-KNABNER, I., 2003. Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. *Org. Geochem.* 34, 1591–1600

77. FEDOTOV, G.N., SHEIN, E.V., PUTLYNEV, V.I., ARKHANGEL'SKAYA, T.A., ELISEEV, A.V., MILANOVSKII, E.Y., PUTLYAEV, V.I., ARKHANGEL'SKAYA, T.A., ELISEEV, A.V. & MILANOVSKII, E.Y., 2007. Physicochemical bases of differences between the sedimentometric and laser-diffraction techniques of soil particle-size analysis. *Eurasian Soil Sci.* 40, 281e288.
78. FIELD, D.J. & MINSANY, B., 1999. A description of aggregate liberation and dispersion in A horizons of Australian Vertisols by ultrasonic agitation. *Geoderma*. 91. 11–26.
79. FISHER, P., AUMANN, C., CHIA, K., HALLORAN, N.O. & CHANDRA, S., 2017. Adequacy of laser diffraction for soil particle size analysis. *PLoS One* 1e20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176510>
80. FRITSCH: Users manual for Fritsch Laser Particle Sizer Analysette 22 Nanotec Measuring Unit. Idar-Oberstein, D: FRITSCH GmbH – Sizing and Miling
81. GEE, G. W. and BAUDER, J. W., 1986. Particle-size analysis. In: KLUTE, A. (ed.) *Methods of soil analysis. Part 1.* 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI. 383–411.
82. GEE, G.W. & OR, D., 2002. Particle size analysis. In: Dane, J.H., Topp, G.C. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Methods.* Soils Sci. Soc. Am. B. Ser. No. 5, Madison 5, pp. 255e293.
83. GOLCHIN, A., OADES, J.M., SKJEMSTAD J.O. & CLARKE. P., 1994. Soil structure and C cycling. *Aust. J. Soil Res.* 32:1043–1068.
84. GOLDBERG, S., D.L. SUAREZ & GLAUBIG, R.A., 1988. Factors affecting clay dispersion and aggregate stability of arid-zone soils. *Soil Sci.* 146:317-325.
85. GOOSSENS, D., 2008. Techniques to measure grain-size distributions of loamy sediments: a comparative study of ten instruments for wet analysis. *Sedimentology* 55. 65–96.
86. GRAHAM, R.C., J.O. ERVIN & H.B. WOOD. 1995. Aggregate stability under oak and pine after four decades of soil development. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:1740-1744.
87. GRANT, C.D. & BLACKMORE, A.V. 1991. Self-mulching behaviour in clay soils: Its definition and measurement. *Aust. J. Soil Res.* 29:155-173.
88. GREENE, R.S.B., EGGLETON, R.A. & RENGASAMY, P. 2002. Relationships between clay mineralogy and the hardsetting properties of soils in the Carnarvon horticultural district of Western Australia. *In Applied Clay Science* 20, pp. 211–223.
89. GREENLAND, D.J. 1965. Interaction between clays and organic compounds in soils. Part 2. Adsorption of soil organic compounds and its effects on soil properties. *Soils and Fertilizers* 28:521–532.
90. GUILFORD, J. P. 1950. *Fundamental statistics in psychology and education.*
91. HADAS, A., RAWITZ, E., ETKIN, H. & MARGOLIN, M. 1994. Short-term variations of soil physical properties as a function of the amount and C/N ratio of decomposing cotton residues. I. Soil aggregation and aggregate tensile strength. *Soil & Till. Res.* 32:183-198.
92. HAJNOS, M., LIPIEC, J., SWIEBODA, R., SOKOŁOWSKA, Z. & WITKOWSKA-WALCZAK, B., 2006. Complete characterization of pore size distribution of tilled and orchard soil using water retention curve, mercury porosimetry, nitrogen adsorption, and water desorption methods. *Geoderma* 135. 307–314
93. HAMAMOTO, S., MOLDRUP, P., KAWAMOTO, K. & KOMATSU, T., 2009. Effect of particle size and soil compaction on gas transport parameters in variably saturated, sandy soils. *Vadose Zone J.* 8. 986–995.
94. HARGITAI, L. 1988. A talaj szerves anyagának meghatározása és jellemzése. in Buzás István (szerk.): *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv II. kötet, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*; pp. 151-172.
95. HARTMANN, M. & SIX, J. 2023. Soil structure and microbiome functions in agroecosystems. *Nat. Rev. Earth Environ.* 4, 4–18.
96. HAYNES, R. J. & NAIDU, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 51. 123–137

97. HAYNES, R.J. & SWIFT, R.S., 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *J. Soil Sci.* 41. 73–83.
98. HAYAKAWA, O., NAKAHIRA, K. & TSUBAKI, J.I., 1995. Estimation of the optimum refractive index by the laser diffraction and scattering method. *Adv. Powder Technol.* 6, 47e61.
99. HBIRKOU, C., MARTIUS, C., KHAMZINA, A., LAMERS, J.P.A., WELP, G. & AMELUNG, W. 2011. Reducing topsoil salinity and raising carbonstocks through afforestation in Khorezm, *Uzbekistan. J. Arid Environ.* 75 (2). 146–155.
100. HEIL, D. & SPOSITO, G. 1993. Organic matter role in illitic soil colloids flocculation. I. Counter ions and pH. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1241-1246
101. HERNANZ, J.L., LOPEZ, R., NAVARRETE, L. & SANCHEZ-GIRON, V., 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central *Spain Soil Tillage Res.* 66:129–141.
102. HEUNG, B., BULMER, C.E., SCHMIDT, M.G., 2014. Predictive soil parent material mapping at a regional-scale: A Random Forest approach. *Geoderma* 214–215, 141–154.
103. HILLEL, D., 1998. Environmental soil physics. Academic Press. San Diego.
104. HOREL, Á., BARNA, GY. & MAKÓ, A. 2019. Soil physical properties affected by biochar addition at different plant phaenological phases. Part I INTERNATIONAL AGROPHYSICS 33: 2 PP. 255-262., 8 P.
105. HORN, R., H. TAUBNER, M. & WUTTKE, BAUMGART, T. 1994. Soil physical properties related to soil structure. *Soil & Tillage Res.* 30:187–216.
106. HUANG, P., M., WANG, M., K. & CHIU, C., Y. (2005): Soil mineral-organic matter-microbe interactions: Impacts on biogeochemical processes and biodiversity in soils. *Pedobiologia.* 49, 609–635.
107. HUISZ, A. 2007. A talaj aggregátum-stabilitása az egységes aggregátum-stabilitási mutató tükrében. *Acta Agr. Debr. Különszám.* 26. 83–99.
108. ILG, K., DOMINIK, P., KAUPENJOHANN, M. & SIEMENS, J., 2008. Phosphorus- induced mobilization of colloids: model systems and soils. *Eur. J. Soil Sci.* 59, 233–246.
109. ITAMI, K. & KYUMA, K. 1995., Dispersion behaviour of soils from reclaimed lands with poor soil physical properties and their characteristics with special reference to clay dispersion. *Soil Sci. Plant Nutr.* 41:45-54.
110. IUSS WORKING GROUP WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome
111. 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.
112. JAMES, G., WITTEN, D., HASTIE, T., & TIBSHIRANI, R., 2013. An Introduction to Statistical Learning. New York: Springer, 2013.
113. JANDL, G., LEINWEBER, P., SCHULTEN, H.-R. & EUSTERHUES, K., 2004. The concentrations of fatty acids in organo-mineral particle-size fractions of a Chernozem. *Eur. J. Soil Sci.* 55, 459–470.
114. JANTSKY B. 1966. Ásványtelepeink földtana. — Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 238–312
115. JASTROW, J.D. & MILLER, R.M., 1991. Methods for assessing the effects of biota on soil structure. *Agr. Ecosyst. Environ.* 34 (1-4). 279–303.
116. JIN, J & ZIMMERMAN A., R, 2010. Abiotic interactions of natural dissolved organic matter and carbonate aquifer rock. *Appl Geochem* 25(3):472–484

117. JOHN, B., YAMASHITA, T., LUDWIG, B. & FLESSA, H., 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128 (1-2). 63–79.
118. JONES, B. & J, JR. 1999. Soil Analysis Handbook of Reference Methods. CRC Press.
119. JONES, D. L., COOLEGE, E. C., HOYLE, F. C., GRIFFITHS, R. I., & MURPHY, D. V. 2019. pH and exchangeable aluminum are major regulators of microbial energy flow and carbon use efficiency in soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 138, 107584.
120. KACHINSKY, N.A., 1965. Soil physics. Kolos Publisher, Moscow. (in Russian)
121. KAISER, K., EUSTERHUES, K., RUMPEL, C., GUGGENBERGER, G. & KÖGEL-KNABNER, I. 2002. Stabilization of organic matter by soil minerals—investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 451–459.
122. KAISER, K. & GUGGENBERGER, G., 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Org. Geochem.* 31, 711–725.
123. KAUR, A. and FANOIRAKIS, G. 2018. Effect of Sodium Carbonate Concentration in Calgon on Hydrometer Analysis Results. *Periodica Polytechnica Civil Engineering* 62. (4): 866–872. <https://doi.org/10.3311/PPci.9424>
124. KRAVCHENKO, A., OTTEN, W., GARNIER, P., POT, V., & BAVEYE, P. C. 2019. Soil aggregates as biogeochemical reactors: Not a way forward in the research on soil–atmosphere exchange of greenhouse gases. *Global Change Biology*, 25, 2205–2208.
125. 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.
126. KENKILÄ, J., 2005. The laser diffraction grain size analysis of late miocene floodplain sediments from lantian, in Shaanxi Province, Northern China. Master's thesis. University of Helsinki. Department of Geology Faculty of Mathematics and Natural Sciences. Helsinki
127. KEREN, R. & SINGER, M.J. 1990. Effect of pH on permeability of clay-sand mixture containing hydroxy polymers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:1310-1315.
128. KLEBER, M., SOLLINS, P. & SUTTON, R., 2007. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry* 85, 9–24.
129. KLEBER, M., EUSTERHUES, K., KEILUWEIT, M., MIKUTTA, C., MIKUTTA, R. & NICO, P. S. 2015. Mineral–organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments. *Adv. Agron.* 130, 1–140.
130. 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.) 2nd ed. Agronomy Monograph 9. ASA and SSSA, Madison, WI. 425–442.
131. KIEM, R. & KÖGEL-KNABNER, I., 2002. Refractory organic carbon in particle-size fractions of arable soils II: organic carbon in relation to mineral surface area and iron oxides in fractions <6 µm. *Org. Geochem.* 33, 1699–1713.
132. KONERT, M. & VANDENBERGHE, J., 1997. Comparison of laser grain size analysis with pipette and sieve analysis: a solution for the underestimation of the clay fraction. *Sedimentology* 44, 523e535. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3091.1997.d01-38.x>.
133. KÖGEL-KNABNER, I., EKSCHMITT, K., FLESSA, H., GUGGENBERGER, G. & MATZNER, E., MARSCHNER, B. and LÜTZOW, M. 2008. An integrative approach of organic matter stabilization in temperate soils: Linking chemistry, physics, and biology. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 171. (1): 5 - 13. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700215>
134. KREYBIG L., 1956. Az agrotechnika tényezői és irányelvei. Akadémiai Kiadó. Budapest.
135. LABANCZ, V., BARNA, GY., SZEGI, T. & MAKÓ, A. 2021. A talajok aggregátum-stabilitásának vizsgálati lehetőségei I. Makroaggregátum-stabilitás *Agrokémia és Talajtan* 70 1 pp. 87-109., 23 p.
136. LAL, R. & SHUKLA, M.K., 2004. Principles of soil physics. Marcel Dekker, New York.

137. LAMBE, T.W. 1960. Discussion on factors controlling the strength of partly saturated cohesive soils. Conference on Shear Strength of Soils, Colorado, 1960, 1094 - 1095.
138. LAST, W.M. & SMOL, J.P. (eds), 2001. Tracking Environmental Change Using Lake Sediments: Physical and Geochemical Methods – Volume 2. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 504 pp.
139. LAVKULICS, L.M. & WIENS, J.H., 1970. Comparison of organic matter destruction by hydrogen peroxide and sodium hypochlorite and its effects on selected mineral constituents. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34. 755–758.
140. LÁNG, V., FUCHS, M., SZEGI, T., CSORBA, Á., MICHÉLI, E., 2016. Deriving World Reference Base Reference Soil Groups from the prospective Global Soil Map product - A case study on major soil types of Africa. *Geoderma* 263, 226–233.
141. LE BISSONNAIS, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: Theory and methodology. *Eur J. Soil Sci.* 47 (4). 425–437.
142. LEE, K.E. & R.C.FOSTER. 1991. Soil fauna and soil structure. *Aust. J. Soil Res.* 29:745–775.
143. LEVY, R. et al., 1972. Selectivity coefficients of Ca-Mg exchange for the montmorillonitic soils. *Geoderma*. 8. 137–138.
144. LEVY, G.J. & J.R. TORRENTO. 1995. Clay dispersion and macroaggregate stability as affected by exchangeable potassium and sodium. *Soil Sci.* 160:352–358.
145. LEVY, G.J. & H.V.H. VAN DER WATT. 1990. Effect of exchangeable potassium on the hydraulic conductivity and infiltration rate of some South African soils. *Soil Sci.* 49:69–77.
146. LI, S., WANG, B., ZHANG, X., WANG, H., YI, Y., HUANG, X., GAO, X., ZHU, P. and HAN, W. 2023. Soil particle aggregation and aggregate stability associated with ion specificity and organic matter content. *Geoderma*. 429. 116285. ISSN 0016-7061. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116285>
147. LIU, X., EUSTERHUES, K., THIEME, J., CIOBOTA, V., HO" SCHEN, C., MUELLER, C. W., KU" SEL, K., KO" GEL-KNABNER, I., RO" SCH, P., POPP, J. & TOTSCH, K. U., 2013. STXM and NanoSIMS investigations on EPS fractions before and after adsorption to goethite. *Environ. Sci. Technol.* 47, 3158–3166.
148. LYNCH, J.M. & BRAGG., E. 1985. Microorganisms and soil aggregate stability. *Adv. Soil Sci.* 2:133–171.
149. LOBE, I., SANDHAGE-HOFMANN, A., BRODOWSKI, S., DU PREEZ, C.C. & AMELUNG, W., 2011. Aggregate dynamics and associated soil organic matter contents as influenced by prolonged arable cropping in the South African Highveld. *Geoderma* 162 (3-4): 251–259.
150. LOCH, R.J. & FOLEY, J.L. 1994. Measurement of aggregate breakdown under rain: Comparison with tests of water stability and relationships with field measurements of infiltration. *Aust. J. Soil Res.* 32:701–720.
151. LOIZEAU, J.L., ARBOUILLE, D., SANTIAGO, S. & VERNET, J.P., 1994. Evaluation of a wide range laser diffraction grain size analyser for use with sediments. *Sedimentology* 41, 353–361. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.1994.tb01410.x>
152. LOVELAND, P.J & WEBB, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil Till. Res.* 70. 1–18.
153. LU, N., RISTOW, G. H. & LIKOS, W. I., 2000. The Accuracy of hydrometer analysis for fine-grained clay particles. *Geotech Test J.* 23. 487–495.
154. LYON, T. L. & BUCKMAN, H. O., 1943. The nature and properties of soils, 4th ed. New York, N. Y. The Macmillan Company.
155. MADARÁSZ, B., JAKAB, G., SZALAI, Z. & JUHOS, K., 2012. Lézeres szemcseösszetétel elemzés néhány előkészítő eljárásnak vizsgálata nagy szervesanyag-tartalmú talajokon. *Agrokémia és Talajtan* 61. (2): 381–398. <https://doi.org/10.1556/Agrokem.60.2012.2.11>
156. MAKÓ, A., MÁTÉ, F., TÓTH, M., LÁSZLÓ, K. & NÉMETH, T., 2002. A különböző szabványos módszerek szerint mért agyagtartalom és néhány egyéb talajfizikai paraméter összefüggésének vizsgálata. XVI. Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás. Siófok. 2002. szeptember 11–13. 231–239

157. MAKÓ, A., SZABÓ, B., HERNÁDI, H., FARKAS, CS. & MARTH, P., 2010. Introduction of the Hungarian Detailed Soil Hydrophysical Database (MARTHA) and its use to test external pedotransfer functions. *Agrokémia és Talajtan.* 59. 10.1556/Agrokem.59.2010.1.4.
158. MAKÓ, A., TÓTH, G., WEYNANTS M., RAJKAI, K., HERMANN, T. & TÓTH, B. 2017A. Pedotransfer functions for converting laser diffraction particle-size data to conventional values. *European Journal of Soil Science* 68 (5): 769–782. <https://doi.org/10.1111/ejss.12456>
159. MAKÓ A., 2018. Új talajfizikai mérő- és becslő módszerek kidolgozása vizes és nem-vizes folyadékfázist tartalmazó talajokra. MTA doktori értekezés. Budapest.
160. MAKÓ, A., SZABÓ, B., RAJKAI K., SZABÓ, J., BAKACSI, ZS., LABANCZ, V., HERNÁDI, H., & BARNA, GY., 2019. Evaluation of soil texture determination using soil fraction data resulting from laser diffraction method. *International Agrophysics* 33. 445-45
161. MASON, J. A., GREENE, R. S. & JOECKEL, R. M., 2011. Laser diffraction analysis of the disintegration of aeolian sedimentary aggregates in water. *Catena* 87 (1): 107–118.
162. MASON, J., KASMERCHAK, C. & LIANG, M., 2016. Monitoring aggregate disintegration with laser diffraction: A tool for studying soils as sediments. *Geophys Res Abstracts*. 18. EGU2016-5279.
163. MÁTÉ F., 1955. Adatok a Tiszántúli réti talajának genetikájához. *Agrokémia és Talajtan.* 4. 133–143.
164. MCCALLA, T.M., 1944. Water drop method of determining stability of soil structure. *Soil Sci.* 58 (2). 117–123.
165. MCCAVE, I. N., BRYANT, R. J, COOK, H. F. & COUGHANOWR, C. A., 1986. Evaluation of a laser-diffraction size analyzer for use with natural sediments. *Research Methods Papers*. 561–564.
166. MICHAELS, A. S. 1959. Discussion of Physico-chemical properties of soils; SoH water systems. Proceedings of the American Society of Civil Engineers Division 85(SM2):91-102 April 1959.
167. MIKUTTA, R., KLEBER, M., KAISER, K. & JAHN R., 2005. Review: organic matter removal from soils using hydrogen peroxide, sodium hypochlorite, and disodium peroxodisulfate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69. 120–135.
168. MILLER R.M. & JASTROW J.D., 2000. Arbuscular Mycorrhizas: Physiology and Function. Kluwer Academic Publishers; London, UK. Mycorrhizal fungi influence soil structure; pp. 3–18.
169. MILLER, B.A. & SCHAEZTL, R.J., 2012. Precision of soil particle size analysis using laser diffractometry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76 (1719).
170. MILLER, M. P., RADLIFFE, D. E. & MILLER, D. M., 1988. An historical perspective on the theory and practice of soil mechanical analysis. *Journal Agron. Education.* 17. 24–28
171. MITCHELL, J. K. 1956. The fabric of natural clays and its relation to engineering properties. *Highway Research Board Proceedings* 35:693-713.
172. MOLINAROLI, E., DE FALCO, G., RABITTI, S. & PORTARO, R., 2000. Stream-scanning laser system, electric sensing counter and settling grain size analysis: a comparison using reference materials and marine sediments. *Sedimentary Geology* 130, 269-281.
173. MOLOPE, M.B., GRIEVE, I.C. & E.R. PAGE. 1987. Contributions by fungi and bacteria to aggregate stability of cultivated soils. *J. Soil Sci.* 38:71-77.
174. MORIN, J. & J. VAN WINKEL. 1996. The effect of raindrop impact and sheet erosion on infiltration rate and crust formation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1223-1227.
175. MUDROCH, A., AZCUE, J.M. & MUDROCH, P., 1997. Manual of Physico-Chemical Analysis of Aquatic Sediments. Lewis Publishers, New York, NY.

176. MUGGLER, C.C., PAPE, T. & BUURMAN, P., 1997. Laser grain-size determination in soil genetic studies 2. Clay content, clay formation, and aggregation in some brazilian oxisols. *Soil Sci.* 162, 219-228.
177. MULLA, D.J., L.M. HUYCK & J.P. REGANOLD. 1992. Temporal variations in aggregate stability on conventional and alternative farms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:1620-1624.
178. MURRAY, R.S. & QUIRK, J.P. 1990. Interparticle forces in relation to the stability of soil aggregates. In: *Soil Colloids and their Associations in Aggregates* (eds.: de Boodt, M.F., Hayes, M.H.B., Herbillon, A., De Strooper, E.B.A. & Tuck, J.J. 2014. NATO ASI Series (Series B: Physics), vol 214. Springer, Boston, MA. 439-461.
179. MURRAY, M.R., 2002. Is laser particle size determination possible for carbonate-rich lake sediments? *Journal of Paleolimnology.* 27. (2): 173-183. doi:10.1023/A:1014281412035
180. NADLER, A., PERFECT, E. & B.D. KAY. 1996. Effect of polyacrylamide application on the stability of dry and wet aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:555-561.
181. NEFF J., C., TOWNSEND, A.,R., GLEIXNER, G., LEHMAN, S.,J. & TURNBULL, J., BOWMAN, W.,D. 2002. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature* 419(6910):915-917.
182. NEMES, A., WÖSTEN, J. H. M., LILLY, A. & OUDE VOSHAAR, J. H., 1999. Evaluation of different procedures to interpolate particle-size distributions to achieve compatibility within soil databases. *Geoderma.* 90. 187-202.
183. NEMES A., CZINKOTA I., CZINKOTA G., TOLNER L. and KOVÁCS B. 2002. Outline of an automated system for quasy-continous measurement of particle size distribution. *Agrokémia és Talajtan*, 51, 37-46. doi:10.1556/Agrokem.51.2002.1-2.5
184. NIEWCZAS, J. & WITKOWSKA-WALCZAK, B., 2003. Index of soil aggregate stability as linear function value of transition matrix elements. *Soil Till. Res.* 70 (2). 121-130.
185. NICHOLS, K.A. & TORO, M., 2011. A whole soil stability index (WSSI) for evaluating soil aggregation. *Soil Till. Res.* 111 (2). 99-104.
186. NIMMO, J.R., 2004. Aggregation: Physical Aspects. In: *Encyclopedia of Soils in the Environment* (ed.: Hillel, D.). Academic Press. London. 28-35.
187. OADES, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. *Plant Soil*, 76:319-337,
188. OADES, J.M. & WATERS, A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.* 29 (6). 815-828.
189. OADES, J.M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56:377-400.
190. OHTSUBO, M., 1989. Interaction of iron oxides with clays. *Clay Sci.* 7, 227-242.
191. OSTER, J.D., SHAINBERG, I. & J.D. WOOD. 1980. Flocculation value and gel structure of sodium/calcium montmorillonite and illite suspensions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 955-959.
192. ÖZER, M. & OORHAN, M. 2015. Determination of an Appropriate Method for Dispersion of Soil Samples in Laser Diffraction Particle Size Analyses. *International Journal of Computational and Experimental Science and Engineering* 1 (1): 19-25.
193. PABST, W., BERTHOLD, C. & GREGOROVA, E., 2006. Size and shape characterization of polydisperse short-fiber systems. *J. Eur. Ceram. Soc.* 26, 1121e1130.
194. PALMER, L. A. & BARBER, E.S. 1940. Soil displacement under a circular loaded area, *Highway Research Board* 20: 279-286.
195. PAWLUK, S. 1988. Freeze-thaw effect on granular structure reorganization for soil materials of varying texture and moisture content. *Can. J. Soil Sci.* 68:485-494.
196. PENG, X.H., HORN, R. & HALLETT, P., 2015. Soil structure and its functions in ecosystems: phase matter & scale matter. *Soil Tillage Res.* 146, 1-3.

197. PERFECT, E. & KAY, B.D. 1990. Relations between aggregate stability and organic components for a silt loam soil. *Can. J. Soil Sci.* 70:731-735.
198. PETERSON, J.B., 1947. Calcium linkage, a mechanism in soil granulation. *Soil Sci Soc Am Proc* 12: 29-35
199. PICCOLO, A., NARDI, S., & CONCHERI, G., 1996. Macromolecular changes of humic substances induced by interaction with organic acids. *European Journal of Soil Science*, 47(3), 319–328.
200. PICCOLO, A., PIETRAMELLARA G. & MBAGWU, J., S, C. 1997. Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability, *Geoderma* 75 (3–4,) 267-277.
201. PINHEIRO-DICK, D. & SCHWERTMANN, U. 1996. Microaggregates from Oxisols and Inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. *Geoderma* 74:49-63.
202. POIER, K.R. & RICHTER, J. 1995. Earthworm burrows as a structural element on intensively used arable loess soils. pp. 175-195. In Hartge, K.H. & B.A. Stewart (eds.). *Soil structure. Its development and function. Advances in Soil Sci.* Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
203. POJASOK, T. & KAY, B.D. 1990. Assessment of a combination of wet sieving and turbidimetry to characterize the structural stability of moist aggregates. *Can. J. Soil Sci.* 70:33-42.
204. POLAKOWSKI, C., RYŻAK, M., SOCHAN, A., BECZEK, M., MAZUR, R. & BIEGANOWSKI, A. 2021a. Particle Size Distribution of Various Soil Materials Measured by Laser Diffraction—The Problem of Reproducibility. *Minerals* 11. (5): 465. <https://doi.org/10.3390/min11050465>
205. PRATT, P.F. & SUAREZ, D.L. 1990. Irrigation water quality assessments. pp. 220-236. In Tanji, K.K. (ed.). *Agricultural salinity assessment and management. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71.* ASCE, New York.
206. PULLEMAN, M.M., SIX, J., VAN BREEMEN, N. & JONGMANS, A. G., 2005. Soil organic matter distribution and microaggregate characteristics as affected by agricultural management and earthworm activity *European Journal of Soil Science* 56, 453–467 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00696.x>
207. PYE, K. & BLOTT, S. J., 2004. Particle size analysis of sediments, soils and related particulate materials for forensic purposes using laser granulometry. *Forensic Science International*. 144 (1): 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2004.02.028>
208. QIU, W., HU, W., CURTIN, D., MOTOI, L., 2021. Soil particle size range correction for improved calibration relationship between the laser-diffraction method and sievepipette method. *Pedosphere* 31, 134–144. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\) 60055-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20) 60055-8).
209. QUIRK, J.P. & SCHOFIELD, R.K. 1955. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *J. Soil Sci.* 6:165-178.
210. QUIRK, J.P. & AYLMOORE, L.A.G. 1971: Domains and quasi-crystalline regions in clay systems. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35, 652-654
211. R CORE TEAM (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
212. RAINE, S. R. and SO, H. B. 1994. Ultrasonic dispersion of soil in water: the effect of suspension properties on energy dissipation and soil dispersion. *Australian Journal of Soil Research* 32. (6): 1157–1174. doi:10.1071/SR9941157
213. 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.
214. RAMASWAMI, V. & RAO, P.S., 2006. Grain size analysis of sediments from the Northern Andaman Sea: comparison of laser diffraction and sieve-pipette techniques. *J. Coast Res.* 224, 1000-1009. <https://doi.org/10.2112/04-0162.1>.

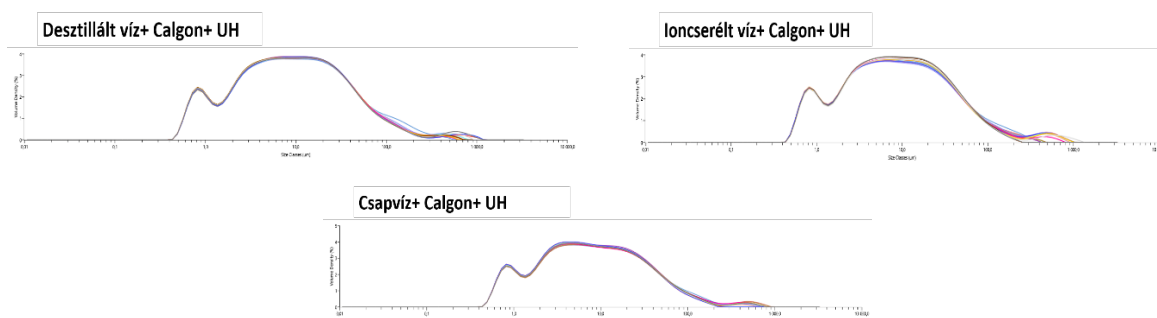
215. RAWLINS, B. G., WRAGG, J. & LARK, R. M., 2013. Application of a novel method for soil aggregate stability measurement by laser granulometry with sonication. *Eur J Soil Sci.* 64. 92–103.
216. RAWLS W.J., PACHEPSKY Y.A., RITCHIE J.C., SOBECKI T.M. & BLOODWORTH H. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* 116 (1-2): 61–76. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00094-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00094-6)
217. REGELINK, I., WENG, L., KOOPMANS, G. AND RIEMSDIJK, W. 2013. Asymmetric flow field-flow fractionation as a new approach to analyse iron-(hydr)oxide nanoparticles in soil extracts. *Geoderma* 202–203. 134–141. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.015>
218. RENGASAMY, P. & OLSSON, K.A. 1991. Sodicity and soil structure. *Aust. J. Soil Res.* 29:935–952.
219. REYNOLDS W.D., DRURY C.F., TAN C.S., FOX C.A. & YANG X.M. 2009. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. *Geoderma* 152: 252–263. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.06.009>
220. RIEKE, L., E., BAGNALL, K., D., & HONEYCUTT, W., C. 2022. Evaluation of aggregate stability methods for soil health, *Geoderma*, Volume 428, 2022, 116156, ISSN 0016-7061
221. RITSCHEL, T. & TOTSCHKE, K., U. (2019). Modeling the formation of soil microaggregates. *Computers & Geosciences*, 127, 36–43.
222. ROBERSON, E.B., S. SARIG, C. SHENNAN & M.K FIRESTONE. 1995. Nutritional management of microbial polysaccharide production and aggregation in an agricultural soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:1587–1594.
223. ROHOŠKOVÁ, M. & VALLA, M., 2004. Comparison of two methods for aggregate stability measurement – a review. *Plant Soil Environ.* 50 (8). 379–382.
224. ROSENQUIST, T. 1959. “Physico-chemical properties of soils in soil-water system.” *J. Soil Mech. and Found. Engrg. Div.*, 85(2), 31–53.
225. RYZAK, M. & BIEGANOWSKI, A., 2011. Methodological aspects of determining soil particle-size distribution using the laser diffraction method. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 174, 624e633. <https://doi.org/10.1002/jpln.201000255>.
226. SAFADOUST A., MOSADDEGHI M.R. & MAHBOUBI A.A. 2006. Tensile strength of air-dry soil aggregates as influenced by short-term management practices in western Iran. *Soil Management for Sustainability. Advances in Geoecology*, 38: 436–445.
227. SANTAMARINA, J. C. & G. C. CHO. 2004. Soil behaviour: The role of particle shape. *Proceedings of the Skempton Conference*, March, London, U.K.
228. SCHRADER, S., M.JOSCHKO, H.KULA, & O.LARINK. 1995. Earthworm effects on soil fabric with emphasis on soil stability and soil water movement. In: K.H. Hartge and B.A. Stewart (eds) “Soil Structure: Its Development and Functions.” CRC/ Lewis Publishers, Boca Raton, FL: 109–133.
229. SCHULTE, P., LEHMKUHL, F., STEININGER, F., LOIBL, D., LOCKOT, G., PROTZE, J., FISCHER, P. & STAUCH, G., 2016. Influence of HCl pretreatment and organo-mineral complexes on laser diffraction measurement of loess–paleosol-sequences. *Catena*. 137. 392–405.
230. SCHLÜTER, S. & VOGEL, H.J., 2016. Analysis of soil structure turnover with garnet particles and X-Ray microtomography. *PLoS One* 11, 1e17.
231. SEKERA, F. & BRUNNER, A., 1943. Beiträge zur Methodik der Gareforschung. *Z. Pflanz. Bodenkunde*. 29. 169–212.
232. SEKIGUCHI, R., SAITO, H., TANAKA, H. & KOHGO, Y., 2021. Temperature dependence of volcanic ash soil aggregate stability: Effects of fertilizer application. *Soil Till. Res.* 207. 104870.
233. SHAINBERG I., SINGER M.J. & JANITZKY P. 1987. Effect of aluminum and iron oxides on hydraulic conductivity of sandy loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1283–1287.

234. SHAINBERG, I. & SINGER, M.J. 1990. Soil responses to saline and sodic conditions. Ch. 5. In Tanji, K.K. (ed.). *Agricultural salinity assessment and management*. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice, No. 71, Am. Soc. Civil Eng., New York.
235. SHAINBERG I., G.J. LEVY, P. RENGASAMY & H. FRENKEL. 1992. Aggregate stability and seal formation as affected by drops' impact energy and soil amendments. *Soil Sci.* 154:113-119.
236. SHANMUGANATHAN, R.T. & OADES, J.M. 1983. Influence of anions on dispersion and physical properties of the A horizon of a red-brown earth. *Geoderma* 29:257-277.
237. SHEIN, E.V., LAZAREV, V. I., AIDIEV, A.YU., SAKUNKONCHAK, T., KUZETSOV, M.YA., MILANOVSKII, E.YU. & KHAIDAPOVA, D. D., 2011. Changes in the physical properties of typical Chernozems of Kursk oblast under the conditions of a longterm stationary experiment. *Eurasian Soil Sci.* 44. 1097–1103
238. ŠIMANSKY, V., KOLENČIKI, M. & PUŠKELOVA, L. 2014. Effect of carbonates and bivalent cations and their relationships with soil organic matter from the view point of aggregate formation *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*, 60 (3): 77–86
239. ŠINKOVIOVÁ, M., IGÁZ, D., KONDRLOVÁ, E. & JAROŠOVÁ, M. 2017. Soil Particle Size Analysis by Laser Diffraction: Result Comparison with Pipette Method IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng., 245.
240. SIX, J., ELLIOTT, E.T. & PAUSTIAN, K., 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63. 1350–1358.
241. 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 Sci. Soc. Am. J.* 64. 1042–1049.
242. SIX, J., BOSSUYT, H., DEGRYZE, S. & DENEFF, K., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.* 79. 7–31.
243. SLATTERY, M.C. & BURT, T.P., 1996. Particle size characteristics of suspended sediment in hillslope runoff and stream flow. *Earth Surf Proc Land.* 22. 705–719.
244. SOCHAN, A., BIEGANOWSKI, A., RYZAK, M., DOBROWOLSKI, R. & BARTMINSKI, P., 2012. Comparison of soil texture determined by two dispersion units of Mastersizer 2000. *Int. Agrophys.* 26, 99e102.
245. SOJKA, R.E. & LENTZ, R.D., 1994. Time for yet another look at soil conditioners. *Soil Sci.* 158:233-234.
246. SPACCINI, R., MBAGWU, J.S.C., CONTE P. & PICCOLO, A., 2006. Changes of humic substances characteristics from forested to cultivated soils in Ethiopia, *Geoderma*, Volume 132, Issues 1–2, 2006, Pages 9-19, ISSN 0016-7061
247. SPERAZZA, M., MOORE, J.N. & HENDRIX, M.S., 2004. High-resolution particle size analysis of naturally occurring very fine-grained sediment through laser diffraction. *J. Sediment. Res.* 74, 736e743.
248. STEFANOVITS P., FILEP GY. & FÜLEKY GY., 1999. *Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.*
249. SULLIVAN, L.A., 1990. Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. *J. Soil Sci.* 41. 529–534.
250. STORTI, F. & BALSAMO, F. 2010. Particle size distributions by laser diffraction: sensitivity of granular matter strength to analytical operating procedures, *Solid Earth*, 1. (1): 25–48. <https://doi.org/10.5194/se-1-25-2010>
251. STUM, A.K., BOETTINGER, J.L., WHITE, M.A., RAMSEY, R.D., 2010. Random Forests Applied as a Soil Spatial Predictive Model in Arid Utah. In: *Digital Soil Mapping - Progress in Soil Science 2: Bridging Research, Environmental Application, and Operation*. Springer Science+Business Media B.V., Dordrecht, pp. 179–190.
252. SUN, H., LARNEY F., J. & BULLOCK, M., S. 1995. Soil amendments and water-stable aggregation of a desurfaced dark brown Chernozem. *Can. J. Soil Sci.* 75:319-325.

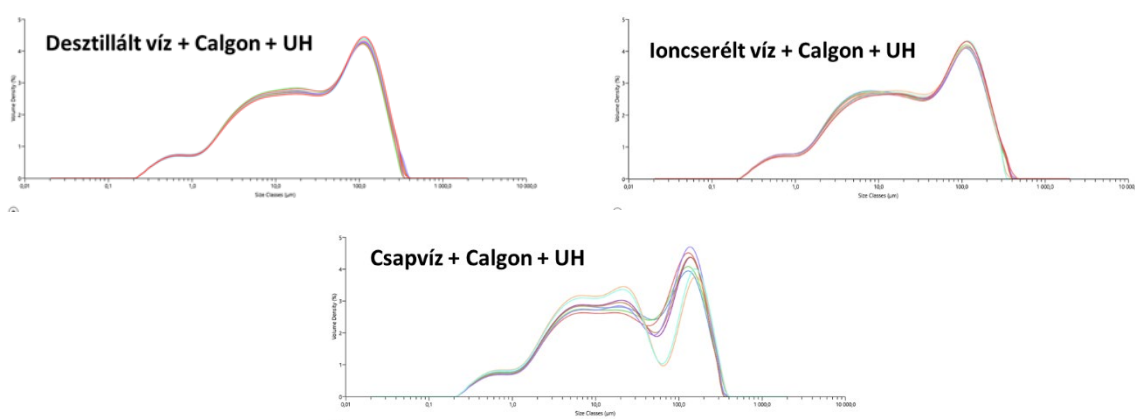
253. SVENSSON, D., N, MESSING, I. & BARRON, J. 2022. An investigation in laser diffraction soil particle size distribution analysis to obtain compatible results with sieve and pipette method, *Soil and Tillage Research*, Volume 223, 2022, 105450, ISSN 0167-1987
254. SZABOLCS I. (SZERK.) – DARAB K. – FÓRIZS J.-NÉ – FÖLDVÁRI GY. – JASSÓ F. - VÁRALLYAY GY. 1966. A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve. Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet (OMMI), Budapest. pp. 128-131.
255. TERNAN, J.L., WILLIAMS, A.G., ELMES A. & HARTLEY, R. 1996. Aggregate stability of soils in central Spain and the role of land management. *Earth Surface Processes and Landforms* 21(2):181-193.
256. TISDALL, J.M. & J.M. OADES. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soil. *J. Soil Sci.* 33:141–163.
257. TISDALL, J.M., 1996. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. In: *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils* (eds.: Carter, M.R. & Stewart, B.A.). CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 57–96.
258. TOKUDA S. & HAYATSU M. Nitrous Oxide Production from Strongly Acid Tea Field Soils. *Soil Sci. Plant Nutr.* 2000; 46:835–844.
259. TOMBÁČZ, E., 2002. Adsorption from electrolyte solutions. In: *Adsorption: theory, modeling, and analysis* (Ed.: TÓTH, J.). Marcel Dekker. New York. 711–742
260. 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. *J. Plant Nutr. Soil Sc.* 181 (1). 104–136.
261. TÓTH, B., WEYNANTS, M., NEMES, A., MAKÓ, A., BILAS, G. & TÓTH, G., 2015. New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *Eur. J. Soil Sci.* 66. 226–238.
262. 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.
263. VALADARES SV, ALVAREZ V VH, SANTOS WO, PAES JLA, LINS CB, NOVAIS RF. 2017. Sensitivity of soil p availability tests to ca-p in Oxisols. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 48: 1834-42. <https://doi.org/10.1080/00103624.2017.1395456>
264. VAN BAVEL, C.H.M., 1949. Mean weight diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. Pro.* 14. 20–23.
265. VAN DEN BROEK, T.M.W. 1989. Clay dispersion and pedogenesis of soils with an abrupt contrast in texture, a hydro-pedological approach on subcatchment scale. Ph.D. dissertation. University of Amsterdam. Amsterdam. 109 pp.
266. VAN HOORN, J.W. 1958. Results of a ground water level experimental field with arable crops on clay soil. *Neth. J. Agric. Sci.* 6:1–11.
267. VÁRALLYAY GY., 1993. A talaj szerkezeti állapotának jellemzése. In: Buzás I. (szerk.): *Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1.* INDA 4231 Kiadó, Budapest. 71–82.
268. VÁRALLYAY GY. 2002. *A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai.* Egyetemi jegyzet, Budapest, 169.
269. VIRTO, I., GARTZIA-BENGOETXEA, N. & FERNANDEZ-UGALDE, O., 2011. Role of organic matter and carbonates in soil aggregation estimated using laser diffractometry. *Pedosphere* 21, 566e 572.
270. VISSER, S.A. & CAILLIER, M. 1988. Observations on the dispersion and aggregation of clays by humic substances. I. Dispersive effects of humic acids. *Geoderma* 42:331-337.
271. WANG, W-P., LIU, J-L., ZHANG, J-B., LI, X-P., CHENG, Y-N., XIN, W-W. & YAN, Y-F. 2013. Evaluation of laser diffraction analysis of particle size distribution of typical soils in China and comparison with the sieve-pipette method. *Soil Science.* 178.194–204.
272. WEINER, B.B. 1984: Particle and droplet sizing using Fraunhofer diffraction. *Chem. Anal.* 73. 135-172.

273. WEN, B.P., AYDIN, A., DUZGORYEN-AYDIN, N.S., DUZGOREN-AYDIN, N.S., 2002. A comparative study of particle size analyses by sieve-hydrometer and laser diffraction methods. *Geotech. Test J.* 25, 434e442.
274. WIESMEIER, M., Barthold, F., Blank, B., Kögel-Knabner, I., 2011. Digital mapping of soil organic matter stocks using Random Forest modeling in a semi-arid steppe ecosystem. *Plant Soil* 340, 7–24
275. WISEMAN, C. L. S., PÜTTMANN, W. 2005. Soil organic carbon and its sorptive preservation in central Germany. *Eur. J. Soil Sci.* 56,65–76.
276. WILLIAMS, B.G., GREENLAND, D.J., LINDSTROM, G.R., & QUIRK, J.P., 1966. Techniques for the determination of the stability of soil aggregates. *Soil Sci.* 101. 157–163.
277. WILLIAMS, B.G., D.J.GREENLAND, & J.P.QUIRK. 1967. The effect of poly (vinyl alcohol) on the nitrogen surface area and pore structure of soils. *Aust. J. Soil Res.* 5:77–83.
278. WRIGHT, M. N., & ZIEGLER, A. 2017. Ranger: A Fast Implementation of Random Forests for High Dimensional Data in C++ and R. *Journal of Statistical Software*, 77(1), 1-17.
279. WÖSTEN, J. H. M., PACHEPSKY, Y. A. &RAWLS, W. J., 2001. Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology*. 251. 123–150.
280. YANG, X., ZHANG, Q., LI, X., JIA, X., WEI, X. & SHAO, M., 2015. Determination of soil texture by laser diffraction method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 79, 1556.
281. YANG, Y., WANG, L., WENDROTH, O., LIU, B., CHENG, C., HUANG, T. &SHI, Y. 2019. Is the laser diffraction method reliable for soil particle size distribution analysis? *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 83 (2019), pp. 276-287
282. YODER, R.E., 1936. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of physical nature of erosion losses. *J. Am. Soc. Agron.* 28. 337–351.
283. YUAN, G., THENG, B. K. G., PARFITT, R. L. & PERCIVAL, H. J. 2000. Interactions of allophane with humic acid and cations. *Eur. J. Soil Sci.* 51, 35–41.
284. ZHANG, X.C., & L.D. NORTON. 2002. Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils. *J. Hydrol.* 260(1–4):194–205.
285. ZOBECK, T.M., 2004. Rapid soil particle size analyses using laser diffraction. *Appl. Eng. Agric.* 20, 633e639.

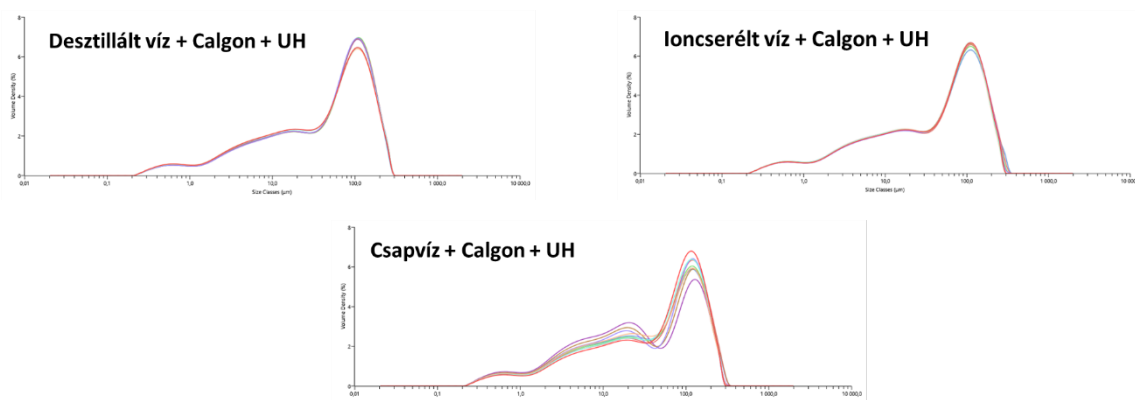
M2. Kiegészítő táblázatok, ábrák



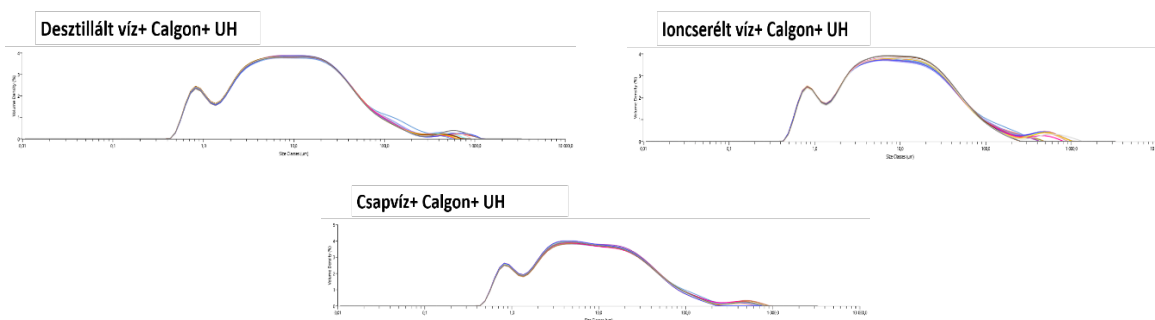
1. ábra: Az M1 jelzésű, réti szolonyec talaj minta MÖ vizsgálata desztillált vízben, ioncserélt vízben és csapvízben - Calgon-oldat és ultrahang együttes alkalmazása mellett



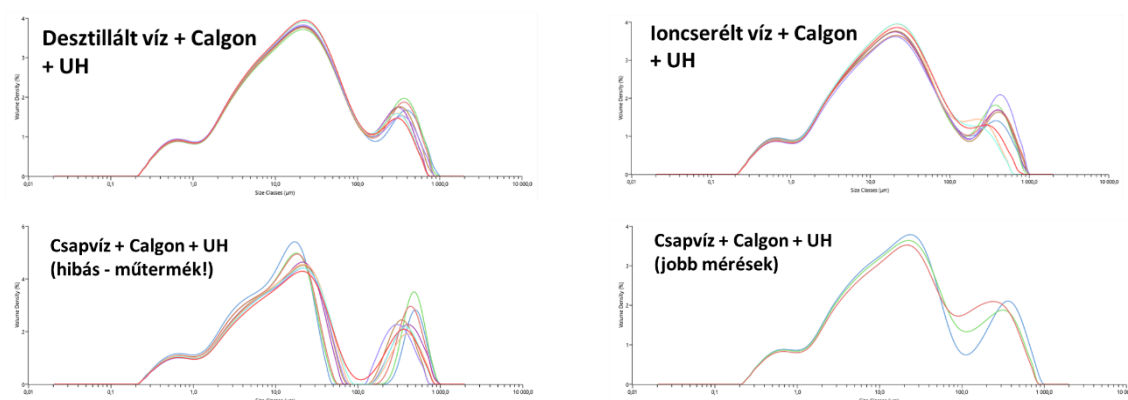
2. ábra: Az M3 jelzésű, Ramann-féle erdőtalaj minta MÖ vizsgálata desztillált vízben, ioncserélt vízben és csapvízben - Calgon-oldat és ultrahang együttes alkalmazása mellett



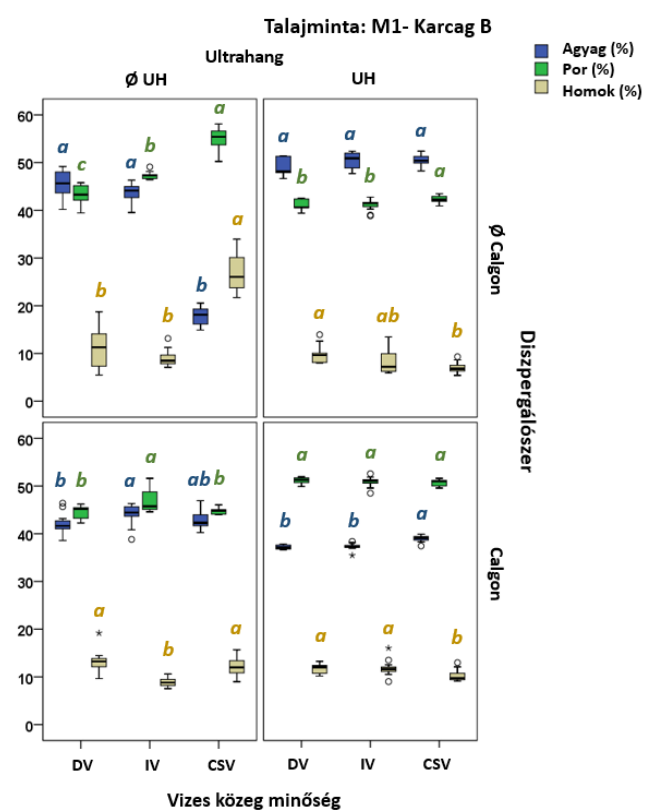
3. ábra: Az M5 jelzésű, agyagbemosódásos barna erdőtalaj minta MÖ vizsgálata desztillált vízben, ioncserélt vízben és csapvízben - Calgon-oldat és ultrahang együttes alkalmazása mellett



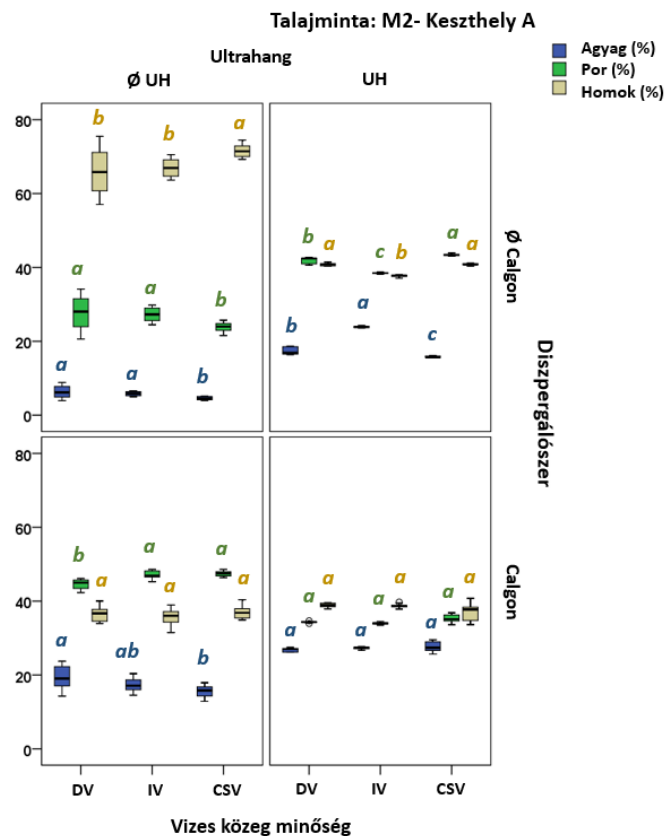
4. ábra: Az M8 jelzésű, nem karbonátos réti talaj minta MÖ vizsgálata desztillált vízben, ioncserélt vízben és csapvízben - Calgon-oldat és ultrahang együttes alkalmazása mellett



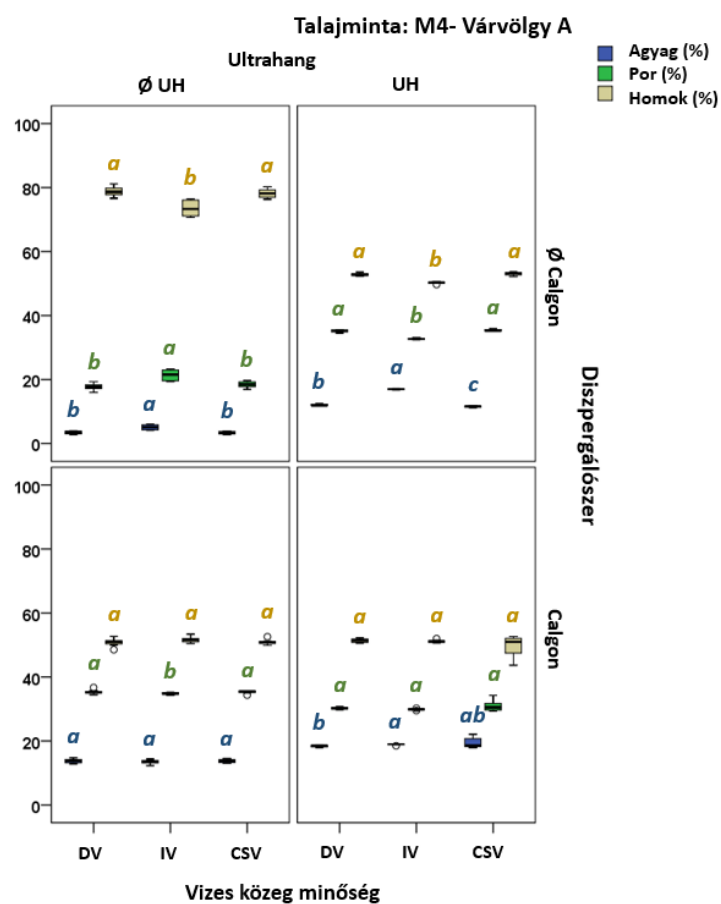
5. ábra: Az M6 jelzésű, pszeudoglejes barna erdőtalaj minta MÖ vizsgálata desztillált vízben, ioncserélt vízben és csapvízben - Calgon-oldat és ultrahang együttes alkalmazása mellett



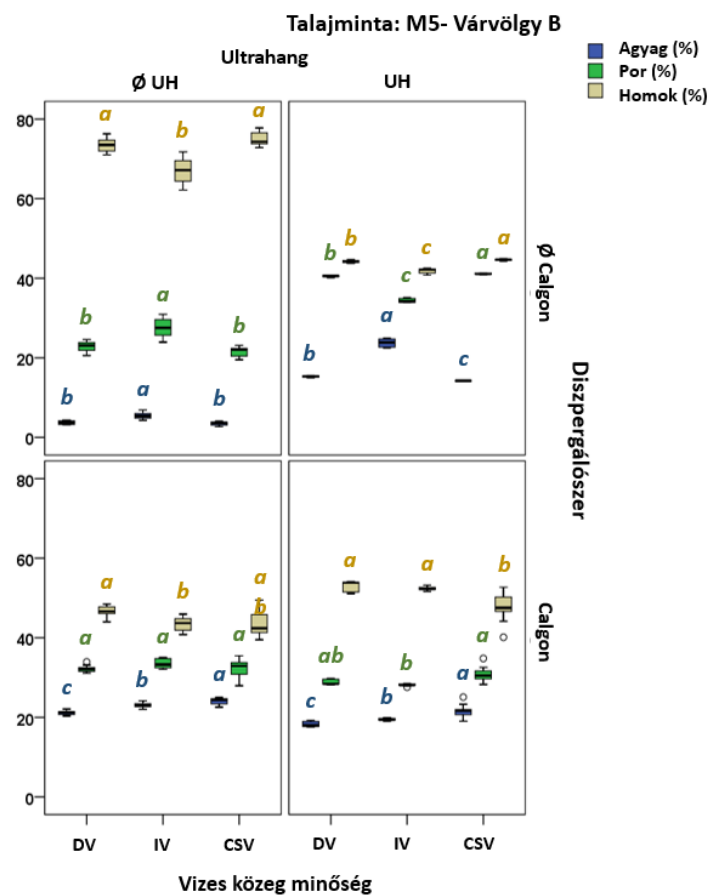
6. ábra. LDM agyag, por és homok tartalom változása különböző vizes közegekben, M1, réti szolonyec talajminta esetében. Az azonos betűvel és színnel jelölt átlagok (egy téglalapon belül) nem különböztek szignifikánsan egymástól $p < 0,05$ értéknél (One-Way ANOVA)



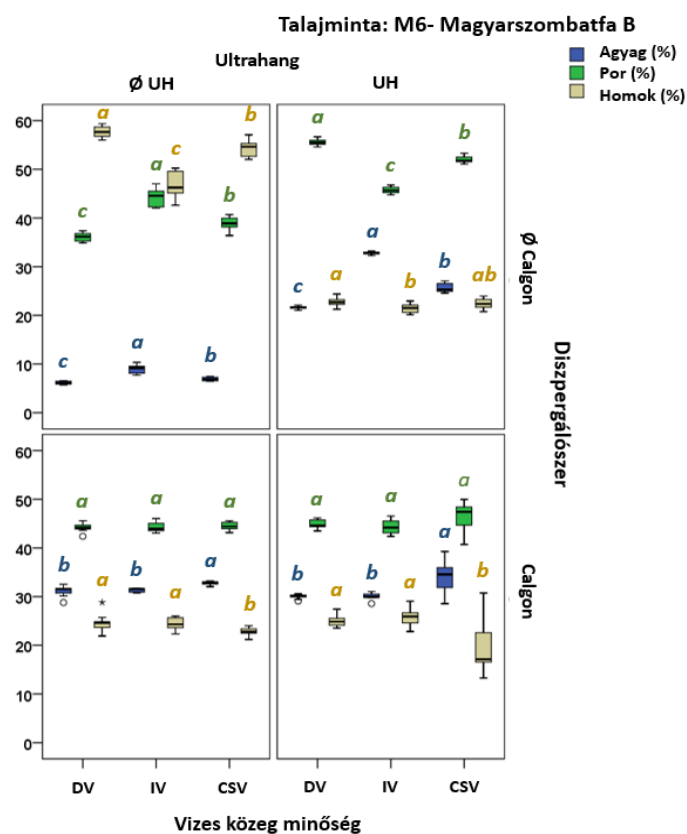
7. ábra. LDM agyag, por és homok tartalom változása különböző vizes közegekben, M2, Ramann-féle barna erdőtalaj (A) minta esetében. Az azonos betűvel és színnel jelölt átlagok (egy téglalapon belül) nem különböztek szignifikánsan egymástól $p < 0,05$ értéknél (One-way ANOVA).



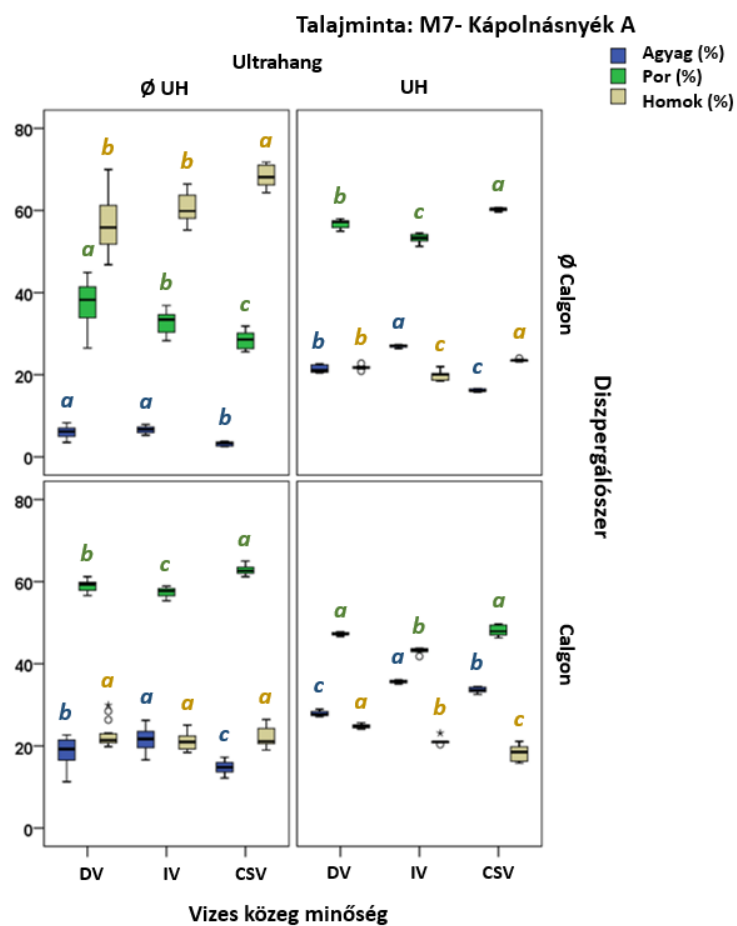
9. ábra. LDM agyag, por és homok tartalom változása különböző vizes közegekben, M4, Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (A) minta esetében. Az azonos betűvel és színnel jelölt átlagok (egy téglalapon belül) nem különböztek szignifikánsan egymástól $p < 0,05$ értéknél (One-way ANOVA).



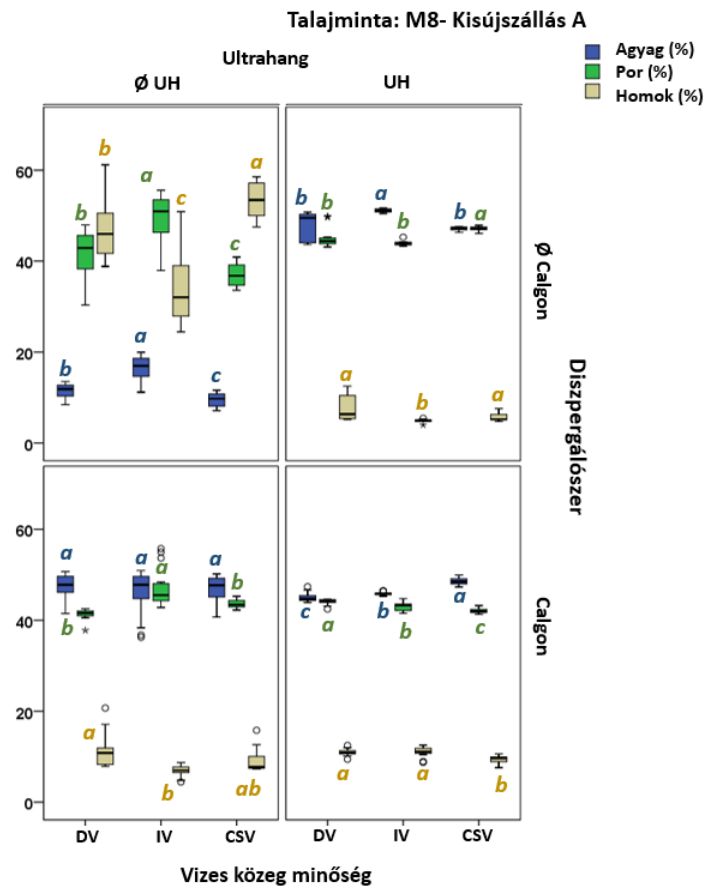
10. ábra. LDM agyag, por és homok tartalom változása különböző vizes közegekben, M5, Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (B) minta esetében. Az azonos betűvel és színnel jelölt átlagok (egy téglalapon belül) nem különböztek szignifikánsan egymástól $p < 0,05$ értéknél (One-way ANOVA).



11. ábra. LDM agyag, por és homok tartalom változása különböző vizes közegekben, M6, Pszeudoglejes barna erdőtalaj (B) minta esetében. Az azonos betűvel és színnel jelölt átlagok (egy téglalapon belül) nem különböztek szignifikánsan egymástól $p < 0,05$ értéknél (One-way ANOVA).



12. ábra. LDM agyag, por és homok tartalom változása különböző vizes közegekben, M7, Mészlepedékes csernozjom (A) minta esetében. Az azonos betűvel és színnel jelölt átlagok (egy téglalapon belül) nem különböztek szignifikánsan egymástól $p < 0,05$ értéknél (One-way ANOVA).



13. ábra. LDM agyag, por és homok tartalom változása különböző vizes közegekben, M8, Nem karbonátos réti talaj (A) minta esetében. Az azonos betűvel és színnel jelölt átlagok (egy téglalapon belül) nem különböztek szignifikánsan egymástól $p < 0,05$ értéknél (One-way ANOVA).

1. táblázat. *A vizsgált minták ásványtani összetétele XRD módszerrel történt meghatározás alapján*

Talajminták	Ásványos összetétel								
<i>Minta származása, típusa/ mintázott genetikai szint</i>	Duzzadó agyagásványok (%)	illit/ csillám (%)	klorit/ kaolinit (%)	kvarc (%)	K-földpát (%)	plagioklász (%)	kalcit (%)	dolomit (%)	goethit (%)
M1 Réti szolonyec, B szint Karcag	4	15	5	62	2	12	0	0	0
M2 Ramann-féle barna erdőtalaj, A szint Keszthely	2	10	4	70	2	12	0	0	0
M3 Ramann-féle barna erdőtalaj, B szint Keszthely	2	10	5	68	2	12	0	0	2
M4 Agyagbemosódásos barna erdőtalaj, A szint Várvölgy	2	3	2	76	7	10	0	0	0
M5 Agyagbemosódásos barna erdőtalaj, B szint Várvölgy	5	5	3	70	4	10	0	0	3
M6 Pszudoglejes barna erdőtalaj, B szint Magyar-szombatfa	5	8	6	62	3	6	0	0	10
M7 Mészlepedékes csernozjom, A szint Kápolnásnyék	2	7	6	58	5	10	10	2	0
M8 Nemkarbonátos réti talaj, A szint Kisújszállás	4	20	4	60	2	10	0	0	0

2. táblázat: A HunSSD adatbázis 55 talajszelvényének mintavételezési helyszíne, besorolása a hazai és WRB talajosztályozási rendszer szerint

Szelvény sorszáma	Mintavételezés helyszíne	Besorolása a hazai talajosztályozás alapján
1.	Balatonboglár	Ramann-féle barna erdőtalaj löszön (131)
2.	Békéscsaba	alföldi mészlepedékes csernozjom löszön (192)
3.	Bicsérd	kilúgzott csernozjom talaj iszapos löszön (180)
4.	Csabdi	csernozjom réti talaj löszön (331)
5.	Csolyospálos	humuszos homoktalaj (053)
6.	Domaszék	humuszos homoktalaj (053)
7.	Dunavecse1	szolonyeces réti talaj (291)
8.	Dunavecse2	szolonyeces réti talaj iszapos öntésen (304)
9.	Fertőújlak	szoloncsák talaj tavi öntés anyagon (221)
10.	Fiad	Ramann-féle barna erdőtalaj löszön (131)
11.	Gödöllő	csernozjom barna erdőtalaj löszön (162)
12.	Hatvan	erdőmaradványos csernozjom talaj löszön (172)
13.	Kápolnásnyék	mészlepedékes csernozjom löszön (191)
14.	Karcag1	régi csernozjom talaj löszön (201)
15.	Karcag2	régi szolonyec talaj löszön (241)
16.	Kardoskút	régi csernozjom löszön (203)
17.	Keszthely	kovárványos barna erdőtalaj dolomit ágyazati kőzeten (143)
18.	Keszthely-gyümölcsös	Ramann-féle barna erdőtalaj löszön (131)
19.	Kondoros	szolonyeces réti csernozjom löszön (204)
20.	Martonvásár	kilúgzott csernozjom talaj löszön (180)
21.	Mezőberény	régi csernozjom alföldi löszön (201)
22.	Nyírlugos	kovárványos humuszos homoktalaj (055)
23.	Orosháza	típusos mészlepedékes csernozjom löszön (191)
24.	Osli1	tőzegláp talaj tavi üledéken (350)
25.	Osli2	kötös láptalaj tavi üledéken (363)

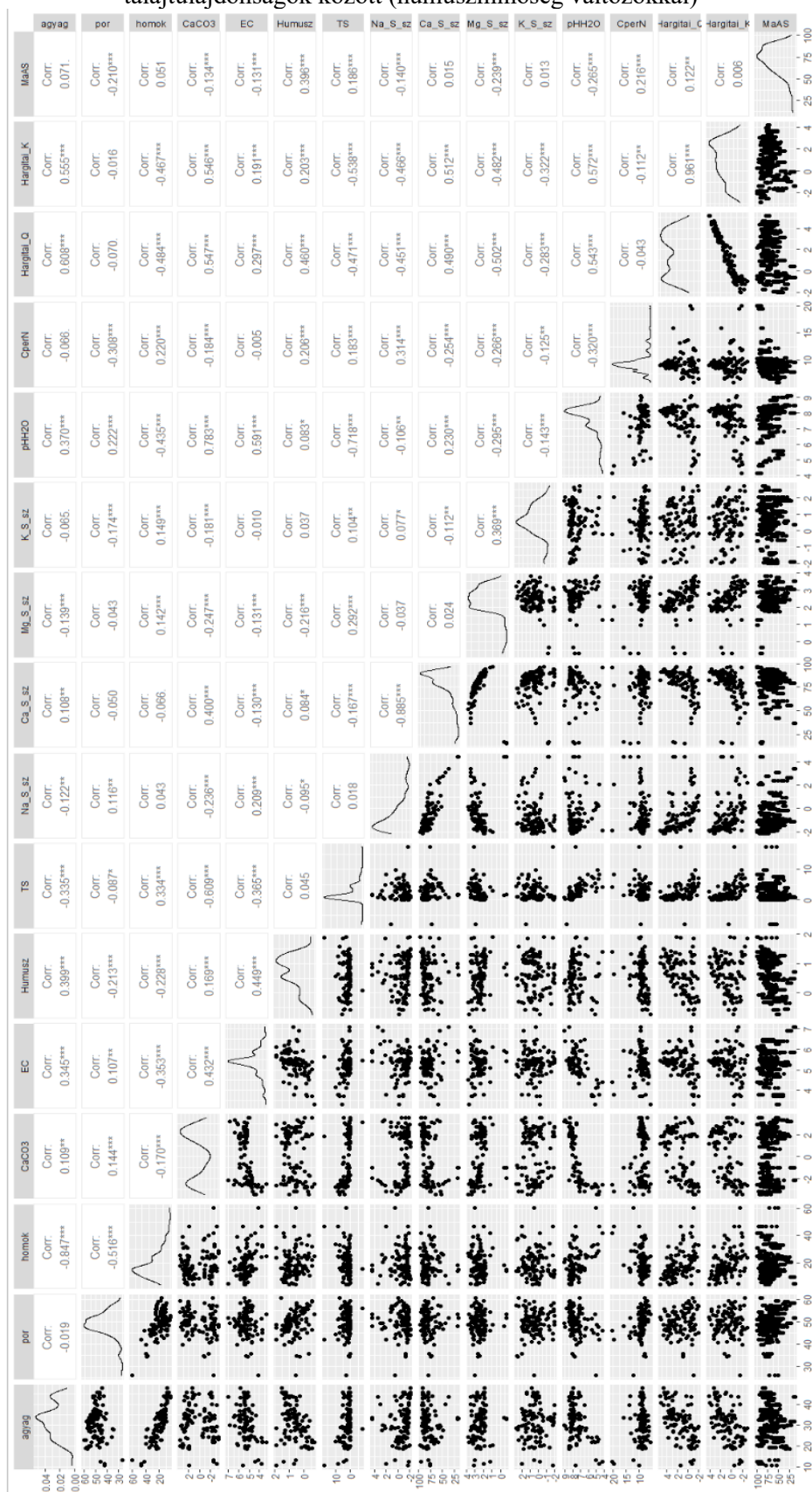
26.	Órbottyán1	karbonátos humuszos homoktalaj (051)
27.	Órbottyán2	karbonátos humuszos homoktalaj (051)
28.	Órbottyán3	karbonátos humuszos homoktalaj (051)
29.	Órbottyán4	karbonátos humuszos homoktalaj (051)
30.	Rábapaty	nem karbonátos (meszezett) réti talaj öntés anyagon (302)
31.	Recsk	pszeudoglejes barna erdőtalaj agyagos üledéken (122)
32.	Sávoly	kovárványos humuszos homoktalaj (055)
33.	Siklós	agyagbemosódásos barna erdőtalaj löszön (112)
34.	Sopron1	barna erdő-talaj palás üledéken (122)
35.	Sopron2	nem podzolos agyagbemosódásos barna erdőtalaj löszön (112)
36.	Sopron3	humuszkarbonát talaj homokos löszön (060)
37.	Sopron4	erősen savanyú nem podzolos barna erdőtalaj (090)
38.	Sopron5	humuszkarbonát talaj mészhomokon (060)
39.	Sopron6	agyagbemosódásos barna erdőtalaj löszön (112)
40.	Szalafő	pszeudoglejes barna erdőtalaj agyagos üledéken (122)
41.	Szalánta	agyagbemosódásos barna erdőtalaj löszön (112)
42.	Szeged	típusos mészlepedékes csernozjom löszön (191)
43.	Szentpéterfölde	pszeudoglejes barna erdőtalaj agyagos üledéken (122)
44.	Szolnok	típusos réti talaj iszapos üledéken (302)
45.	Tolcsva	barna erdőtalaj perlites riolittufán (112)
46.	Tarcal1	földes kopár talaj löszön (031)
47.	Tarcal2	földes kopár talaj löszön (031)
48.	Tótkomlós	réti csernozjom löszön (203)
49.	Vállus	agyagbemosódásos barna erdőtalaj (112)

50.	Várvölgy1	rendzina talaj dolomitra rétegzett homokon (071)
51.	Várvölgy2	erősen humuszos, fekete rendzina talaj dolomiton (071)
52.	Velemér	barna erdőtalaj agyagos üledéken (122)
53.	Verpelét	nem karbonátos fekete nyirok agyagon (080)
54.	Vése	típusos réti talaj löszön (302)
55.	Zalaszentlászló	szoloncsákos réti talaj iszapos homokon (282)

3.táblázat: Korrelációs mátrix elemzés a makroaggregátum-stabilitás és a különböző talajtulajdonságok között (humuszminőség változók nélkül)



4. táblázat: Korrelációs mátrix elemzés a makroaggregátum-stabilitás és a különböző talajtulajdonságok között (humuszminőség változókkal)



5. táblázat: Korrelációs mátrix elemzés a mikroaggregátum-stabilitás és a különböző talajtulajdonságok között (humuszminőség változók nélkül)



M3.melléklet: Magyarországi Talajszerkezeti Adatbázis (HunSSD: Hungarian Soil Structural Database)