

DOKTORI (PH.D) ÉRTEKEZÉS

Vörösiszap másodnyersanyagként történő hasznosítása ipari/lakossági hulladékok segítségével

Készítette:

Berta Kinga Manuéla

Okleveles környezetmérnök

DOI:10.18136/PE.2024.890

Témavezető:

Dr. Kurdi Róbert

Egyetemi docens

Pannon Egyetem

Vegyészmérnöki- és Anyagtudományok Doktori

Iskola 2024

Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem
Vegyésmérnöki- és Anyagtudományok Doktori Iskolája keretében

bio-, környezet- és vegyésmérnöki tudományok tudományágban

Írta: Berta Kinga Manuéla

Témavezető: Dr. Kurdi Róbert

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....
Dr. Kurdi Róbert

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....
(bíráló)

Bíráló neve: igen /nem

.....
(bíráló)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján%-ot ért el.

Veszprém,

.....
(a Bíráló Bizottság elnöke)

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

Veszprém,

.....
(az EDHT elnöke)

„A jövő nyersanyaga a kukában van!”

*Pannon Egyetem, Mérnöki Kar,
Fenntarthatósági Megoldások Kutatólaboratórium,
Hulladékgazdálkodási témacsoport mtsi.*

Tartalmi összefoglaló

A disszertációm célja a vörösiszap (RM) és egyéb más hulladékok talajhelyettesítő közegként történő felhasználása energianövények termesztése céljából. A létrehozott talajhelyettesítő közegeket mikrokozmosz kísérlettel vizsgáltam, ahol a növények növekedési intenzitását és morfológiai jegyeit, valamint a gyökérszóna mikrobiom összetételének változását követtem nyomon.

Kihasználva az RM tixotróp reológiai tulajdonságát egy új „nedves” keverési eljárást fejlesztettem ki, melynek segítségével az RM nem csak tenyészedényes kísérletek során, hanem a szabadföldi kísérletek során, nagy mennyiségben is alkalmazható.

Háromféle vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közeget vizsgáltam meg mikrokozmosz kísérletben: a komposzt és kerti talaj keverékét, a Balatontól származó kotortiszap valamint a kerti talaj keverékét, a szennyvíziszap és kerti talaj keverékét. Az eredményeim validálása érdekében az utóbbi közeget méretnövelt kísérletben energianövényekkel is teszteltem. A felsorolt keverékeket minden esetben két különböző RM/talaj koncentrációban (15 és 30% m/m RM) kezeltem.

A gyökérszónavizsgálat során az RM által okozott változásokat a mikrobiális diverzitásban, lumina nagy áteresztőképességű szekvenálási technikával határoztam meg. Az RM 30%-ig nem bizonyult toxikusnak, az általam létrehozott komposztot tartalmazó talajhelyettesítő közeg természetesen élő mikrobiomjára nézve. Kimutattam olyan speciális baktériumokat, amelyek még a 30%-os RM-tartalmú talajban is hozzájárultak a *S. alba* tesztnövény fejlődéséhez. A vörösiszap hatására elszaporodott halotoleráns *R. cellulosilyticum* és *P. peli* baktériumok potenciálisan jelentős szerepet játszottak a növény növekedését elősegítő folyamatban a feltételezett foszfor (P)-mobilizáció, nitrogén (N₂)-fixálás, indolecetsav (IAA), exopoliszacharid-termelés (EPS) és aminociklopropán-1-karboxilát (ACC) deamináz-termelés révén.

A szennyvíziszapot tartalmazó közegben a növények föld feletti része kevésbé, míg a földalatti része jobban fejlődött, mint a balatoni-iszapot tartalmazó keverékben és a kontroll talajban. A szennyvíziszapot tartalmazó talajminták foszfortartalma nőtt, míg a kalciumtartalma csökkent, a többi közeghez képest. A növények fémfelvétele az RM mennyiségével volt összefüggésben. Az ólom, a nikkelt, a titán és a szilícium koncentrációja a magasabb RM-tartalommal párhuzamosan emelkedett a közegekben, de csak a nikkelt haladta meg a magyar jogszabályban (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM) meghatározott határértéket. A szilícium és a titán kedvezően hatott a növények növekedésére, kompenzálva az ólom és a nikkelt potenciálisan toxikus hatásait.

A méretnövelt szabadföldi kísérletek során az RM 15% és 30%-os térfogat-arányú adagolása mellett jó megeredést és növekedést tapasztaltam Pusztaszil, Nemesnyár, Fehér akác fafajokkal és Sida energianövényvel.

A foszfor-utánpótlás a növények számára kiemelt jelentőségű, hatással van a termésre, a gyökerek fejlődésére is. Dolgozatomban megvizsgáltam annak a lehetőségét, hogy az RM segítségével szennyvizekből kinyerhető-e a foszfor. Szintetikus P-oldat mellett, baromfifeldolgozó üzem

szennyvízének, egy kommunális szennyvíztisztító telep dúsított szennyvízének és egy hulladéklerakó csurgalékvizének P visszanyerési lehetőségeit vizsgáltam meg RM segítségével. Az eredményeim azt mutatják, hogy az eltávolítási hatékonyság 0,41-1,24 mg P/mg RM a kibocsájtott szennyvizek esetében és 0,10-0,13 mg P/g RM a csurgalékvíz esetében, valamint csökkent foszforkoncentrációt (0,02-0,57 mg P/L) tapasztaltam minden egyes folyadékminta esetében. Annak ellenére, hogy a dózisok lényegesen magasabbak voltak a sztöchiometriai értéknél (103 mg P/g RM), a gazdaságos hasznosítás tekintetében a dóziszövelés nem eredményezett jelentős költségnövekedést. Az így kapott magas foszfor tartalmú RM talajba történő visszajuttatása, valamint ennek hatásainak vizsgálata a talajközegre és a növényekre, további kutatást igényel majd.

Kulcsszavak: vörösiszap, talajhelyettesítő közeg, hulladékhasznosítás, mikrokozmosz kísérletek, foszfor adszorpció szennyvízből

Abstract

The aim of my dissertation is the utilization of red mud (RM) and other waste materials as a soil substitute for the cultivation of energy crops. I conducted microcosm experiments to examine the created soil substitutes, monitoring the growth intensity and morphological characteristics of plants, as well as changes in the composition of the root zone microbiome. Taking advantage of the thixotropic rheological properties of RM, I developed a new "wet" mixing procedure, enabling the application of RM not only in laboratory experiments but also in large quantities in field trials.

I examined three soil substitutes containing red mud in microcosm experiments: a compost and garden soil mixture, sludge sediment from Lake Balaton mixed with garden soil, and sewage sludge mixed with garden soil. To validate my results, I tested the latter substrate in a scaled-up experiment with energy crops. In each case, I treated the mixtures with two different concentrations of RM/soil (15 and 30% w/w RM).

During the root zone analysis, I determined the changes caused by RM in microbial diversity using high-throughput lumina sequencing techniques. Up to 30% RM concentration did not prove toxic to the naturally occurring microbiome in the compost-containing soil substitute medium. I identified specific bacteria that contributed to the development of *S. alba* test plants even in the 30% RM-containing soil. Halotolerant bacteria *R. cellulosilyticum* and *P. peli*, which proliferated due to red mud, potentially played a significant role in promoting plant growth through presumed phosphorus (P) mobilization, nitrogen (N₂) fixation, indole-3-acetic acid (IAA) production, exopolysaccharide synthesis (EPS), and aminocyclopropane-1-carboxylate (ACC) deaminase production.

In the substrate containing sewage sludge, the above-ground parts of plants developed less, while the underground parts developed better than in the Lake Balaton mud-containing mixture and the control soil. The phosphorus content in soil samples containing sewage sludge increased, while the calcium content decreased, compared to the other substrates. The uptake of metals by plants was correlated with the quantity of RM. Lead, nickel, titanium, and silicon concentrations increased in the media with higher RM content, but only nickel exceeded the limit set by Hungarian regulations (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM). Silicon and titanium had a positive effect on plant growth, compensating for the potentially toxic effects of lead and nickel.

In scaled-up field experiments, we observed good germination and growth with 15% and 30% volume ratios of RM for poplar, willow, white acacia tree species, and sida as energy crops.

Phosphorus replenishment is of paramount importance for plants, affecting both yield and root development. In my thesis, I examined the possibility of extracting phosphorus from wastewater using RM. I investigated the possibilities of phosphorus recovery from synthetic P solution, poultry processing plant wastewater, enriched wastewater from a municipal wastewater treatment plant, and leachate from a landfill, using RM. My results indicate that the removal efficiency was 0.41-1.24 mg P/mg RM for

discharged wastewaters and 0.10-0.13 mg P/g RM for leachate, with reduced phosphorus concentrations (0.02-0.57 mg P/L) observed for each liquid sample. Despite the doses being significantly higher than the stoichiometric value (103 mg P/g RM), increasing the dose did not result in a significant increase in costs in terms of economical utilization. The reintroduction of the thus obtained high-phosphorus RM into the soil requires further research to investigate its effects on the soil environment and plants.

Keywords: red mud, soil substitute, waste utilization, microcosm experiments, phosphorus adsorption from wastewater.

Auszug

Die Zielsetzung meiner Dissertation ist die Verwendung von Rotschlamm (RM) und anderen Abfallmaterialien als Bodenersatz für den Anbau von Energiepflanzen. Ich führte Mikrokosmos-Experimente durch, um die erstellten Bodenersatzstoffe zu untersuchen, wobei ich die Wachstumsintensität und morphologischen Merkmale der Pflanzen sowie Veränderungen in der Zusammensetzung des Mikrobioms der Wurzelzone verfolgte. Unter Nutzung der thixotropen rheologischen Eigenschaften von RM entwickelte ich ein neues "feuchtes" Mischverfahren, das die Anwendung von RM nicht nur in Laborversuchen, sondern auch in großen Mengen in Freilandversuchen ermöglicht.

Ich untersuchte drei Bodenersatzstoffe mit Rotschlamm in Mikrokosmos-Experimenten: eine Mischung aus Kompost und Gartenerde, Schlamm sediment aus dem Plattensee gemischt mit Gartenerde und Klärschlamm gemischt mit Gartenerde. Zur Validierung meiner Ergebnisse habe ich das letztere Substrat in einem vergrößerten Experiment mit Energiepflanzen getestet. In jedem Fall behandelte ich die Mischungen mit zwei verschiedenen Konzentrationen von RM/Boden (15 und 30% w/w RM).

Während der Wurzelzonenanalyse bestimmte ich die durch RM verursachten Veränderungen in der mikrobiellen Vielfalt unter Verwendung von Hochdurchsatz-Lumina-Sequenzierungstechniken. Bis zu einer 30%igen RM-Konzentration erwies sich das von mir erstellte komposthaltige Bodenersatzmedium nicht als toxisch für das natürliche Mikrobiom. Ich identifizierte spezifische Bakterien, die selbst in einem Boden mit 30% RM zur Entwicklung von *S. alba*-Testpflanzen beitrugen. Durch Rotschlamm vermehrte halotolerante Bakterien *R. cellulolyticum* und *P. peli* spielten potenziell eine bedeutende Rolle bei der Förderung des Pflanzenwachstums durch vermutete Phosphor (P)-Mobilisierung, Stickstoff (N₂)-Fixierung, Indol-3-Essigsäure (IAA)-Produktion, Exopolysaccharid-Synthese (EPS) und Aminocyclopropan-1-Carboxylat (ACC)-Deaminase-Produktion.

In dem Substrat mit Klärschlamm entwickelten sich die oberirdischen Teile der Pflanzen weniger, während die unterirdischen Teile besser entwickelt waren als in der Mischung mit Schlamm aus dem Plattensee und dem Kontrollboden. Der Phosphorgehalt in Bodenproben mit Klärschlamm erhöhte sich, während der Kalziumgehalt im Vergleich zu den anderen Substraten abnahm. Die Aufnahme von Metallen durch Pflanzen korrelierte mit der Menge an RM. Die Konzentrationen von Blei, Nickel, Titan und Silizium stiegen in den Medien mit höherem RM-Gehalt an, aber nur Nickel überschritt den in ungarischen Vorschriften (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM) festgelegten Grenzwert. Silizium und Titan hatten einen positiven Einfluss auf das Pflanzenwachstum und kompensierten die potenziell toxischen Wirkungen von Blei und Nickel.

In vergrößerten Freilandversuchen beobachteten wir eine gute Keimung und Wachstum bei 15% und 30% Volumenverhältnissen von RM für Pappel, Weide, weiße Akazienbaumarten und Sida als Energiepflanzen.

Die Phosphorversorgung ist für Pflanzen von herausragender Bedeutung und wirkt sich sowohl auf den Ertrag als auch auf die Entwicklung der Wurzeln aus. In meiner Arbeit habe ich die Möglichkeit untersucht, Phosphor aus Abwasser mithilfe von RM zu extrahieren. Ich untersuchte die Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung aus synthetischer P-Lösung, Abwasser aus einem Geflügelverarbeitungsbetrieb, angereichertem Abwasser aus einer kommunalen Kläranlage und Sickerwasser aus einer Deponie unter Verwendung von RM. Meine Ergebnisse zeigen, dass die Entfernungsleistung bei den abgegebenen Abwässern 0,41-1,24 mg P/mg RM betrug und bei Sickerwasser 0,10-0,13 mg P/g RM, wobei reduzierte Phosphorkonzentrationen (0,02-0,57 mg P/L) für jede Flüssigprobe festgestellt wurden. Trotz der deutlich höheren Dosen im Vergleich zum stöchiometrischen Wert (103 mg P/g RM) führte eine Dosiserhöhung in Bezug auf die wirtschaftliche Nutzung nicht zu signifikanten Kostensteigerungen. Die Rückführung des so erhaltenen phosphorreichen RM in den Boden erfordert weitere Forschung, um seine Auswirkungen auf die Bodenumgebung und Pflanzen zu untersuchen.

Schlüsselwörter: Rotschlamm, Bodenersatzstoff, Abfallnutzung, Mikrokosmos-Experimente, Phosphoradsorption aus Abwasser.

Tartalomjegyzék

Rövidítésjegyzék	13
1 Bevezetés és célkitűzés	14
2 Szakirodalmi áttekintés	16
2.1 A vörösiszap általános bemutatása	16
2.2 A vörösiszap hasznosítási korlátai	18
2.2.1 Elvárások a hasznosítási eljárásokkal szemben	18
2.3 Hasznosítási lehetőségek	19
2.3.1 Építőipar	19
2.3.2 Vegyipar	19
2.3.3 Szennyvízkezelés	20
2.3.4 Mezőgazdaság	23
2.4 A kutatásom során felhasznált növényfajok általános jellemzői	24
2.4.1 Fehér mustár (<i>Sinapis alba L.</i>)	24
2.4.2 Olasz nád (<i>Arundo donax L.</i>)	25
2.4.3 Virginiai selyemmályva (<i>Sida hermaphrodita L.</i>)	25
2.4.4 Csicsóka (<i>Helianthus tuberosus L.</i>)	26
2.4.5 Mezei juhar (<i>Acer campestre L.</i>)	28
2.4.6 Kocsányos tölgy (<i>Quercus robur L.</i>)	29
2.4.7 Fehér nyár (<i>Populus alba L.</i>)	30
2.4.8 Puszta / turkesztáni szil (<i>Ulmus pumila L.</i>)	31
2.4.9 Fehér akác (<i>Robinia pseudoacacia L.</i>)	32
3 Kísérleti rész	33
3.1 Felhasznált anyagok és minősítésük	33
3.1.1 Vörösiszap	33
3.1.2 Szennyvíziszap	34
3.1.3 Balatoni-iszap	35
3.1.4 Zöldhulladék komposzt	37
3.1.5 Általános virágföld	38
3.2 Vizsgálati módszerek	39
3.2.1 Talajhelyettesítő közegek előkészítése a fizikai és vízgazdálkodási vizsgálatokhoz	39
3.2.2 Talajhelyettesítő közegeken végzett fizikai és vízgazdálkodási vizsgálatok ..	39
3.2.3 A talajokon alkalmazott toxikológiai vizsgálatok	40
3.2.4 Alkalmazott csíranövényteszt	40
3.2.5 A tesztnövények ültetési eljárása	40
3.2.6 A növényi- és talajminták előkészítése elemanalitikai vizsgálatokhoz	41
3.2.7 DNS izolálás, PCR-amplifikáció, szekvenálás és bioinformatikai vizsgálatok	41
3.3 Vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegek bemutatása	44
3.3.1 Előkísérlet „A”	44
3.3.2 Módszerfejlesztés	45

3.3.3	Előkísérlet „B”	47
3.3.4	I. kísérlet	47
3.3.5	II. kísérlet.....	51
3.3.6	III. kísérlet	53
3.4	A vörösizap foszformegkötő képességének vizsgálata hulladékvizekben	54
3.4.1	Hulladékvizek kiválasztása és a foszfor adszorbeálás menete	55
4	Eredmények.....	56
4.1	Előkísérlet „A”	56
4.2	Módszerfejlesztés.....	57
4.3	Előkísérlet ”B”	59
4.4	I. kísérlet	62
4.5	II. kísérlet.	71
4.6	III. kísérlet.....	81
4.6.1	A kísérletben felhasznált talajhelyettesítő közegek paramétereinek változása a kísérlet során	81
4.6.2	A kísérletben felhasznált talajhelyettesítő közegek hatása a növény morfológiájára	84
4.7	Toxikológiai kísérletek	86
4.8	A vörösizap foszformegkötő képességének vizsgálata hulladékvizekben	87
4.8.1	Foszfor adszorbeálás eredményei	87
4.8.2	Kísérleti eredmények valós szennyvízben.....	92
5	Diszkusszió.....	96
5.1	Vörösizapot tartalmazó talajhelyettesítő közegek értékelése	96
5.1.1	Az I. kísérlet és módszerfejlesztés értékelése	96
5.1.2	Az II. kísérlet gyökérszóna vizsgálat értékelése	97
5.1.3	Az III. kísérlet – Méretnövelt kísérletek értékelése.....	98
5.2	A vörösizap foszformegkötő képességének értékelés	103
	Irodalomjegyzék	105
	Ábrajegyzék.....	119
	Táblázatjegyzék	122
	Új tudományos eredmények, tézisek	124
	Theses	127
	Publikációk lista	130
	Köszönetnyilvánítás.....	132
	Mellékletek	133
M1	melléklet.....	133
M2	melléklet.....	134
M3	Melléklet	135

Rövidítésjegyzék

Helyettesítő talajközegek jelölései:

AK0: virágföld 100 m/m%

ARM5: virágföld 95 m/m% + 5 m/m % RM

ARM10: virágföld 90 m/m% + 10 m/m % RM

ARM20: virágföld 80 m/m% + 20 m/m % RM

ARM30: virágföld 70 m/m% + 30 m/m % RM

ARM40: virágföld 60 m/m% + 40 m/m % RM

ARM50: virágföld 50 m/m% + 50 m/m % RM

ARM100: 100 m/m % RM

BK0: virágföld 100% m/m%

BRM5: virágföld 95 m/m% + 5 m/m % RM

BRM10: virágföld 90 m/m% + 10 m/m % RM

BRM20: virágföld 80 m/m% + 20 m/m % RM

BRM30: virágföld 70 m/m% + 30 m/m % RM

BRM40: virágföld 60 m/m% + 40 m/m % RM

BRM50: virágföld 50 m/m% + 50 m/m % RM

BRM100: 100 m/m % RM

BI: balatoni-iszap

BIRM15: virágföld: balatoni-iszap 1:1 85 m/m% + 15 m/m % RM

BIRM30: virágföld: balatoni-iszap 1:1 70 m/m% + 30 m/m % RM

K1A: kontroll virágföld

K1B: kontroll virágföld

KBK: kontroll virágföld + balatoni-iszap

KK-S: kontroll virágföld: komposzt 1:1 100 % + *Sinapis alba* teszt növény

KK-NS: kontroll virágföld: komposzt 1:1 100 % (*Sinapis alba* teszt növény mentes)

KRM15-S: virágföld: komposzt-1:1 85 m/m% + 15 m/m % RM + *Sinapis alba* teszt növény

KRM15-NS: virágföld: komposzt-1:1 85 m/m% + 15 m/m % RM (*Sinapis alba* teszt növénytől mentes)

KRM30-S: virágföld: komposzt-1:1 70 m/m% + 30 m/m % RM + *Sinapis alba* teszt növény

KRM30-NS: virágföld: komposzt-1:1 70 m/m% + 30 m/m % RM (*Sinapis alba* teszt növénytől mentes)

SZI: szennyvíziszap

SZIRM15: virágföld: szennyvíziszap 2:1 85 m/m% + 15 m/m % RM

SZIRM30: virágföld: szennyvíziszap 2:1 70 m/m% + 30 m/m % RM

Egyéb rövidítések:

BCF: biokoncentrációs faktor

BOI: biológiai oxigénigény

D: Simpson-féle dominancia index

EBPR: enhanced biological phosphorous removal

EV: elektromos vezetőképesség

P: foszfor

GI: szár-, ill. gyökérnövekedés gátlás százalékban kifejezett értéke

H: Shannon-diverzitási index

hy: higroszkóposság

KOI: kémiai oxigénigény

LOI: izzítási veszteség (loss of ignition)

n: nedvesség tartalom

N: nitrogén

pH: pondus hidrogenii

RM: vörösiszap (red mud)

SBR: szakaszos üzemű biológiai reaktor (sequential batch reactor)

SEM: pásztázó elektronmikroszkóp (scanning electron microscope)

TS: teljes sótartalom

WHC: maximális vízmegtartó képesség

XRF: röntgenfluoreszcens spektrometria

1 Bevezetés és célkitűzés

Az alumínium a harmadik leggyakoribb elem a litoszférában az oxigén és a szilícium után. Reaktivitása miatt különböző anyagokban található meg úgy, mint ásványokban, de legfőbb érce a bauxit. Az alumínium felhasználása széles körben elterjedt a csomagolóiparban, a közlekedésben és az építőipar különböző területein [1]. A bauxitból előállított timföld mellékterméke, az erősen lúgos (pH 12) vörösiszap (RM). Egy tonna timföld előállítása során, közel, másfél tonna RM jön létre [2]. Egy tonna 99,5-99,9%-os tisztaságú alumínium előállításához körülbelül 1,9 tonna timföldre van szükség. Miközben az alumínium iránti kereslet óriási, az alumínium mellékterméke sokkal kevésbé keresett. A bauxitmaradványok hasznosítására irányuló erőfeszítések ellenére a tározókban tárolt RM mennyisége növekszik. A globális maradékanyag-nyilvántartás szerint, az RM mennyisége 2007-ben elérte a 2,7 milliárd tonnát [3], majd 2014-ben meghaladta a 3,5 milliárd tonnát, és értéke évente 100-120 millió tonnával növekszik [4]. Érthető módon ekkora mennyiségű hulladék már felveti a kérdést, hogy nem lehetne-e ezt az óriási mennyiségű vörösiszapot valamilyen céllal újra felhasználni.

Napjaink egyik legfontosabb és egyre gyakrabban felszínre kerülő feladata az iparban és a lakosságnál keletkező hulladékok minél nagyobb arányú hasznosítása és lerakásuk mértékének csökkentése. Az egyre inkább előtérbe kerülő körkörös gazdaság jegyében, az újrafelhasználást elősegítő technikákat / technológiákat részesítik előnyben, és a teljes, hulladékmentes hasznosítás lenne a legelőnyösebb. Ugyanakkor, mind ez idáig a régóta tartó kutatások, biztató kutatási eredmények ellenére sem született még gazdaságosan alkalmazható eljárás, mely során nagy mennyiségű vörösiszapot lehet viszonylag hulladékmentesen hasznosítani.

A kutatásom fő célja szennyvizek P tartalmával dúsított vörösiszapot tartalmazó helyettesítő talajközeg létrehozása egyéb más hulladékok (ipari és lakossági) hozzáadásával, energianövények termesztése céljából, rekultivált területen.

Kutatásaimat arra a feltételezésre alapoztam, hogy a vörösiszapban található nyomelemek javítják / javíthatják akár, katalizátorként is hathatnak a növények fejlődésére.

A RM tulajdonságai révén szárítás nélkül nehezen homogenizálható. A nagyobb vörösiszapot termelő országok (Ausztrália, India, Brazília, stb....) éghajlati viszonyaival

szemben Magyarország éghajlati viszonyai nem megfelelőek nagy mennyiségű RM szabad levegőn történő kiszáraitására – viszonylag rövid idő alatt, ezért egy olyan eljárást / módszert szeretnék kifejleszteni, amely nem csak tenyészedényes modellkísérletek, hanem szabadföldi kísérletek során is nagy mennyiségben alkalmazható.

Úgy gondolom, hogy fontos megismerni az RM tesztnövényre gyakorolt hatását a növényi gyökérszónában lejátszódó folyamatok megismerésével. Szeretném megvizsgálni a vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegbe ültetett tesztnövények gyökérszónájában kialakuló mikrobiom összetételét is. Ezzel válaszokat kaphatok az RM lúgosságának hatására, melyet így, megfelelően tudok befolyásolni, ha szükséges.

Végül, véleményem szerint nem lehet teljes ez a kutatás, ha a modellkísérletek eredményeit nem validálom szabadföldi kísérletek során. Így, szeretnék létrehozni egy szabadföldi kísérletsorozatot, ahol a vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közeg hatását, nem befolyásolható időjárási körülmények között követem nyomon.

Az RM összetételét tekintve alkalmas a szennyvizek P tartalmának kinyerésére. A talaj egyre csökkenő P tartalom pótlása céljából, alkalmazkodva a körkörös gazdaság eszméihez a szennyvizek P tartalmával dúsított RM felhasználása talajhelyettesítő közegként energiatermesztés céljából, megfelelő eljárásnak bizonyul az RM nagymennyiségű, szinte hulladékmentes hasznosításának.

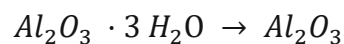
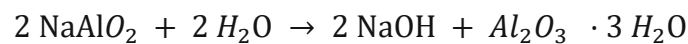
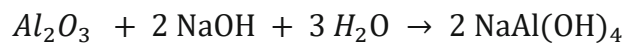
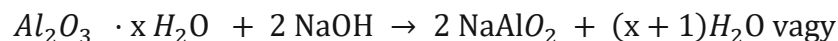
2 Szakirodalmi áttekintés

Értekezésem szakirodalmi áttekintésében elsőként az RM tulajdonságaival, hasznosítási problémakörével és a hasznosítási lehetőségeivel foglalkozom, kiemelve a környezetvédelemi és a mezőgazdasági hasznosítás bemutatását. Ezt követően bemutatom a kutatás során felhasznált tesztnövények alaptulajdonságait.

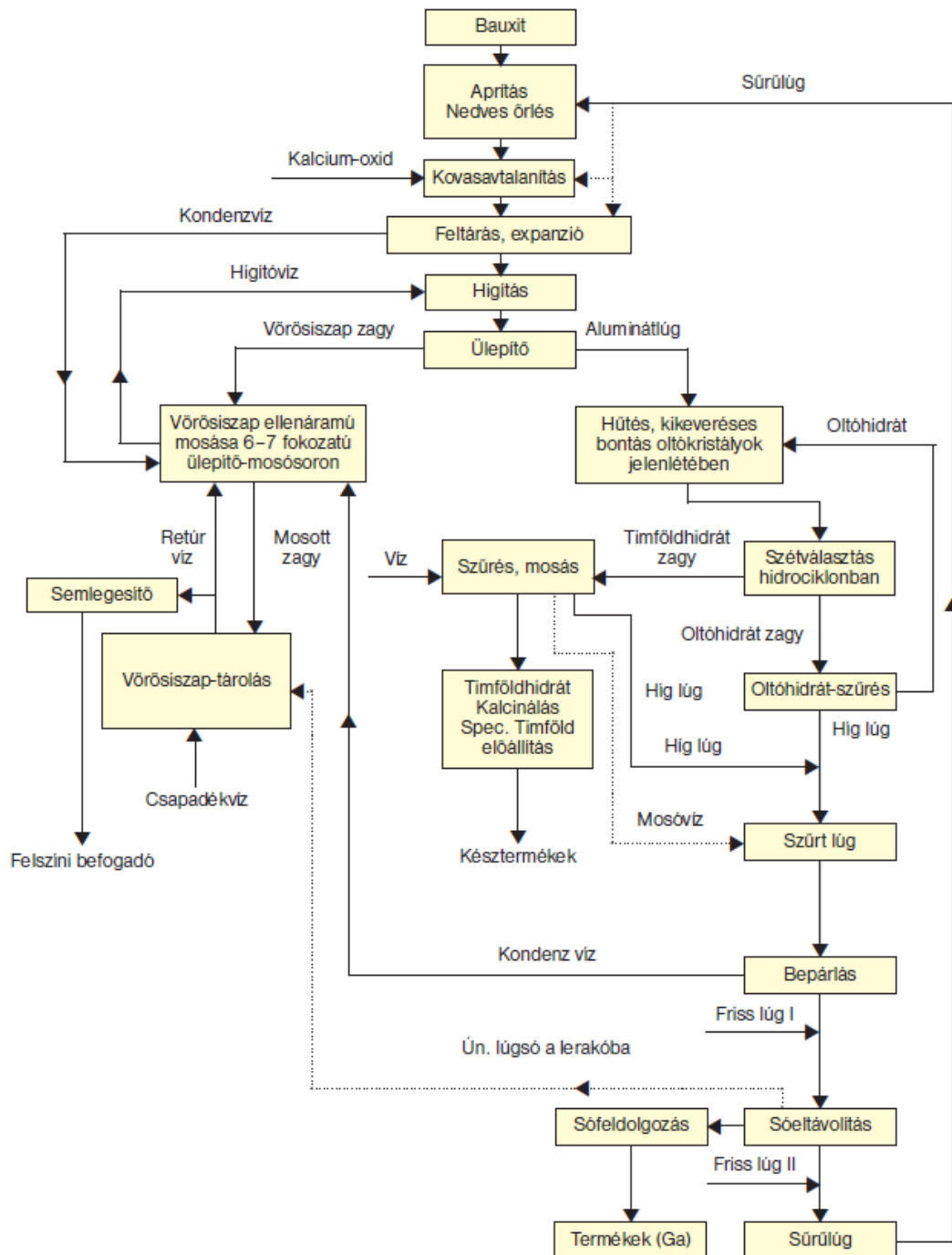
2.1 A vörösiszap általános bemutatása

Az RM, másnéven bauxit maradék, a timföldgyártás melléktermékeként jön létre (1. ábra). A technológia első lépése a bauxit törése (kalapácsos- vagy golyós – malommal), mellyel növelik annak fajlagos felületét, hogy gyorsítsák a kémiai reakciókat. Karl Josef Bayer 1888-ban felfedezte, hogy ha a hideg NaAl(OH)_4 -oldathoz alumínium-hidroxidot ad, akkor az Al(OH)_3 kristályos formában kicsapódik. Nem sokkal később rájött arra is, hogy az Al(OH)_3 gyártáshoz szükséges NaAl(OH)_4 előállítható a bauxit tömény NaOH -oldatban, nyomás alatt történő melegítésével. Ez a két eljárás képezi a napjainkban használatos Bayer-technológia alapjait, mely a világ timföld- és alumíniumgyártásának fő technológiája [5]. A Bayer-technológia folyamatábrája az 1. ábrán látható. Az eljárás során a bauxit oldhatatlan komponensei kiülepednek. A Dorr-ülepítőből kikerülő bauxit maradékot, vagyis a vörösiszapot, ellenáramban mossák a benne lévő NaOH és a NaAl(OH)_4 visszanyerése érdekében.

Az oldás reakció egyenlete:



(1).



1. ábra: A Bayer technológia folyamatábrája [5]

Mivel az RM finom szilárd szemcsemérettel rendelkezik (a szemcsék 90%-a 75 μm alatti mérettartományban esik, az átlagos szemcsemérete 10 μm-nél is kisebb), melyek felületén abszorbeált hidroxidionok is vannak, a „lúgmentesítés” csak bizonyos korlátok között hajtható végre [6], emiatt az RM pH-ja erősen lúgos tartományban található.

2.2 A vörösiszap hasznosítási korlátai

Az RM hasznosításának bonyolultsága és egyben magas kezelési költsége az anyag speciális összetételének következménye.

A víztartalomnak köszönhetően, nedves tárolás esetében a tározó belsejében az RM mindig nedves marad. Különleges reológiai – tixotróp – tulajdonságának köszönhetően, mechanikai - nyíró hatásra még a látszólag szilárd anyag is híg folyóssá válik. A víz eltávolítása az iszapból, akár a timföldgyártás részeként, akár a hasznosítás részeként, nagyon költségigényes. Több, az RM hasznosítására irányuló eljárás a magas víztartalom miatt gazdaságtalan. Az RM magas víztartalma, a feldolgozandó mennyiséget is korlátozza, hiszen korlátozza annak bekeverhető részarányát [7].

Az RM a különböző semlegesítési eljárások után is nagy mennyiségű Nátriumot (Na) tartalmaz ún. szodalitban (mely járatzavarokat okoz a nagyolvasztóban). A nagy mennyiségű nátrium, vagyis a magas lúgossága (pH 11-12) korlátozza az iszap bekeverhetőségét az építőiparban, de talajjavítás esetén is figyelni kell, hiszen nagy mennyiségben szikesedést okoz.

A vas koncentráció az esetek zömében nem éri el a vaskohászatban használt ércnek vas koncentrációját, így nem gazdaságos a használata [7].

2.2.1 Elvárások a hasznosítási eljárásokkal szemben

A legfontosabb elvárás az, hogy komplex RM felhasználás történjen, mely után nem termelődik újabb hulladék. Nem gazdaságos az iszap felhasználása, ha a használat után visszamaradt hulladék veszélyesebb, mint a kiinduló anyag.

Fontos lenne az RM fő komponenseinek (vas, alumínium) visszavezethetősége a kohósítási folyamatokba (alumínium - Bayer – technológia, vastartalom vaskohászati technológia). Gazdaságosságot javítaná, ha a hasznosítás kiterjedne a kis mennyiségben jelenlévő, rendkívül értékes fémekre is (Ti, ritka földfémek), természetesen mind ezt veszélyes hulladék képződése nélkül [7].

2.3 Hasznosítási lehetőségek

Érthető módon ekkora mennyiségű hulladék már felveti a kérdést, hogy nem lehetne-e ezt az óriási mennyiségű vörösiszapot valamilyen céllal újra felhasználni.

2.3.1 Építőipar

Az RM hasznosítási kísérleteinek 33%-át az építőipari hasznosítási kísérletek teszi ki. Az RM cementadalékként való alkalmazása már 1963-ban több kutatás témája volt [8]. Az RM vas- és alumíniumtartalma kedvezően hat a cement minőségére [9], míg az RM nátrium-karbonát tartalma rontja a cement tulajdonságait. Az RM lúgosan redukált állapotban jól hasznosítható adalékanyagának bizonyult [10]. Evans [11] becslése alapján 0,5-1,5 millió tonna vörösiszapot használnak fel a cementgyártásban, ami a szóban forgó hulladék legnagyobb nem fémes felhasználását jelenti [12]. Az 1975-ben, vörösiszából történő téglagyártásra kiadott szabadalom óta [13], számos tanulmány készült az RM nagymennyiségű hasznosítására [14]. Azonban mind a mai napig folynak kísérletek [15] egy gazdaságos, nagyüzemi megoldás kifejlesztésére.

2.3.2 Vegyipar

A vegyiparban jelentősek az RM katalizátorként vagy szorbensként való felhasználására irányuló kutatások, azonban a legtöbb folyamathoz az RM valamilyen előkezelésére vagy "aktiválására" van szükség a katalitikus hatékonyság növelése érdekében [16]. Ezek az eljárások még költségesebbé teszik az RM felhasználására irányuló kísérleteket [17].

2.3.3 Szennyvízkezelés

Az RM tulajdonságait kihasználva, annak adszorberként történő alkalmazása nem új kutatási terület. Kutatómunkám során azt vizsgáltam meg, hogy mennyire hatékony az RM P megkötő képessége egyes szennyvizek esetében.

2.3.3.1 Foszforháztartás

A foszfor (P) a periódusos rendszer 15. csoportjában (korábbi VII. a. főcsoport) található. Az elemi P kötött formában főként két különböző fizikai alakban fordul elő a természetben; fehér vagy sárga foszfor (nagy reakcióképesség) és vörös foszfor (stabil) formájában, melyek teljesen különböző fizikai és kémiai tulajdonságokkal rendelkeznek. A P nagy reakcióképessége miatt a természetben, elemi formában szabadon nem fordul elő, hanem foszfát formájában található meg foszfor tartalmú ásványokban, elsősorban üledékes kőzetekben. Ezen ásványok foszfát tartalma általában 15-20%. Ez azt eredményezi, hogy a foszfátos kőzetek P-tartalma megközelíti a 2,7-3,7 tömegszázalékot, míg a foszfátásványoké körülbelül 18,5 tömegszázalék (jellemző üledékes kőzet P tartalma 0,2 m/m%) [18].

A foszfor nélkülözhetetlen elem a Földön élő összes szervezet számára, mivel a DNS és az RNS építőanyaga (PO_4^{3-} foszfátion formájában); az adenzin-trifoszfát (ATP) alkotórésze; foszfolipidek formájában hozzájárul a sejtmembránok kialakulásához; jelentős mennyiségben van jelen a csontokban és a fogakban. Az átlagos emberi szervezetben mintegy 650 g foszfor található [19].

A foszfornak nincs stabil gáznemű formája, ezért a légkörben csak a részecskékhez adszorbeálódva jelenik meg, amelyek a csapadékos, nedves vagy száraz folyamatok révén gyorsan kiürülnek a légkörből. Ennek köszönhetően a légkörben mindenkor jelen lévő P mennyisége alacsony [20].

Az élő szervezetek által ürített foszfátformák szerves foszfátokként kerülnek a talajba. Ezeket aztán a mikroorganizmusok egy hosszú mineralizációs folyamat során szerves részekre bontják le [21]. A talajokokban a foszfor oldható, ásványi, adszorbeált és szerves formában van jelen. Az oldható rész, vagyis a szabad ortofoszfátion (PO_4^{3-}) az egyetlen olyan forma, amelyet a növények a növekedéshez fel tudnak használni. Azonban sajnos az összes foszformennyiségnek csak a kis százalékát teszi ki az oldható rész. A talajok nagy mennyiségben tartalmazzák a foszfor oldhatatlan formáit: az alumíniummal (AlPO_4) vagy vassal (FePO_4) alkotott foszfátokat és a kalcium-foszfátot ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) [20].

Ahhoz, hogy a növényi gyökérzet fel tudja venni a foszfort, a növények számára hozzáférhető foszfát anion (H_2PO_4^-) formájába kell kerülnie. A savas környezet gyorsítja ezt a folyamatot, de sajnos a foszfor az a tápanyag, amiből gyakran hiányt szenvednek a növények. Ennek következtében terjedtek el a nagy P tartalmú műtrágyák, melyek túlhasználata veszélyezteti élővizeinket.

A vízben a P-ionok sokkal jobban rendelkezésre állnak, mint a talajban. Az ipari hulladékok, vegyszerek, a háztartási szennyvíz és a mértéktelen P tartalmú műtrágya használat jelentős foszfátion források a természetes vizek számára. A feldúsult nagy mennyiségű foszfátionok serkenthetik a növények, a fitoplanktonok növekedését a víztestekben, és eutrofizációt okozva csökkentik a vizek oldott oxigén tartalmát. Ennek következtében a halak és más élőlények elpusztulnak [18].

2.3.3.2 Foszforkinyerés szennyvizekből

A jelenleg használatban lévő szennyvíztisztítási technológiák elsősorban a foszfor eltávolítására összpontosítanak, de a visszanyerés lehetősége egyre nagyobb figyelmet kap. A két legelterjedtebb módszer a kémiai kicsapás és a biológiai többletfoszfor eltávolítás (EBPR) [22]. Mindkettőnek megvannak az előnyei és a hátrányai [23][24], de a foszfor biológiai hozzáférhetősége a kémiai foszforeltávolítás során keletkező iszapban sokkal rosszabb, mint az EBPR-iszapban [25].

Shaddel és munkatársai [26] összegyűjtötték a különböző P-visszanyerési módszereket, megkülönböztetve a kereskedelmi és az újonnan megjelenő technológiákat. A leginkább alkalmazott eljárás a struvit ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) mellékágon történő előállítás, amely műtrágyaként használható a talaj tápanyagtartalmának pótlására [27]. A vermikomposztálás segíthet abban, hogy a biológiailag hozzáférhető P mennyiség növekedjen [28].

Az utóbbi időben a szennyvízben található P megkötésére nanorészecskéket [29], kacsatojáshéjat [30] és ipari maradékokat, kalcium-szilikát-hidrátot [31] és vörösiszapot [32] használtak. Az RM kezelt vagy nyers formában két fő tulajdonságának köszönhetően képes a szennyvízből különböző szennyező anyagokat megkötni. Az egyik a rendkívüli lúgossága, amely megkönnyíti a fém-hidroxidok, karbonátok és foszfátok kicsapódását

[32]. A másik a vas-, alumínium- és titán-oxidok magas koncentrációja, amelyek felületi helyeket biztosítanak a fémek és metalloidok szorpciós reakcióihoz [33].

A RM két előnyös tulajdonsága miatt is jó jelölt a talajok javítására. Először is, nagy foszformegkötő képességgel rendelkezik kismértékben lúgos közegben (pH 8). Ez a közeg savas kezelésével érhető el [34]. Az RM nyomelemtartalma is javíthatja a talajt [35]. Másodsor, az RM lúgos jellege előnyös lehet a mérgező fémek mobilitásának csökkentésében a savas talajokban [36]. Ezért, ha az RM-et adszorbensként használnák a szennyvíz P-tartalmának eltávolítására, majd a foszforral dúsított vörösiszapot talajjavító közegként alkalmaznánk, az megfelelne az átfogó hasznosítási módszer kritériumainak [32]. Ugyanakkor figyelembe kell venni a talajokban lévő toxikus fémekre és metalloidokra vonatkozó meglévő határértékeket is.

A legtöbb tudományos közleményben szintetikus foszfátoldatokat használtak a P adszorpciójának vizsgálatához különböző RM-tartalmú adszorbenseken; pl. Guo és munkatársai [37] különböző típusú vörösiszapok adszorpciós kapacitását vizsgálták, Tangde és munkatársai [38] sósavat használtak, Cusack és munkatársai [39] RM-et tengervízzel és gipsszel kezeltek, Lin és munkatársai [40] hőkezelt RM-et vizsgáltak, Yin és munkatársai [41] pedig polipirrolt használtak a RM módosítására. Valódi szennyvizet azonban csak néhány esetben használtak: Despland és munkatársai [42] hosszú távú kísérleteket végeztek BauxsolTM-al, az egyetlen RM-ből származó, kereskedelmi forgalomban elérhető adszorbenssel, Hu és munkatársai [43] pedig bórisszappból és RM-ből készítettek és teszteltek adszorbent másodlagos (szerves anyag eltávolítást végző biológiai tisztítási fokozaton átesett tisztított szennyvíz) szennyvíz felhasználásával.

Kutatási eredményeim azon tanulmányok listáját egészíti ki, amelyek az RM alkalmazhatóságát vizsgálták a foszfor eltávolítására, különböző valós szennyvíztípusokból, továbbá egy körfolyamatot alkotva, a szennyvizek P tartalmával dúsított vörösiszapot, hulladékokból létrehozott talajhelyettesítő közegben alkalmazva, a növények növekedéséhez szükséges tápanyagokat tudná pótolni, egyéb műtrágya hozzáadása nélkül.

2.3.4 Mezőgazdaság

A talajjavító közegként, nagy mennyiségű RM felhasználása már költséghatékony-, és fenntartható megközelítés lehet e hulladék körkörös gazdaság szellemében történő kezeléséhez [44]. Shengguo és munkatársai [45] arra a következtetésre jutottak, hogy a RM tárolás problémájának megoldására a legrealisabb megoldás a megfelelő, vagyis vörösiszapot toleráló növényközösségeket kell létrehozni. Az RM tulajdonságai, mint például a lúgossága (pH 11-12), rendkívül magas Na-ion koncentrációja ($101,4 \pm 81,6$ mmol Na L⁻¹) [46], rossz víztartó képessége és toxikus fémtartalma (ólom, kadmium, nikkell, cink) nem teszi lehetővé a növénytermesztést, ha csak önmagában talajhelyettesítő közegként alkalmazzák. A kezeletlen RM fitotoxicitása elsősorban a részben oldható gipsz kicsapódása következtében kialakuló lúgos pH, nátriumfelesleg és szabad Al(OH)₂ mennyiségének növekedése miatt jelentkezik [47]. Savas állapotban a toxicitás a háromértékű alumíniumból származik [48].

Az RM mindazon előnyös tulajdonságokkal rendelkezik, melyek a savas bányatavak semlegesítéséhez [49] és a szennyezett talajok helyreállításához szükségesek [50]. RM hozzáadásával és így a pH emelésével a 4,5-5,5 pH-jú, Al-fitotoxikus szerves talajok Al³⁺ ionok mobilitása csökkenthető [51]. Az RM közvetlen talajra történő kijuttatása akkor kedvező, ha a talaj savas és a kijuttatás mértéke alacsony [52]. Az RM a talaj vízvisszatartásának javítására is kiválóan alkalmazható [35].

Ha talajkezelés előtt a vörösiszapot szerves adalékanyagokkal keverjük [53], akkor annak (lúgos) fitotoxicitása csökken, ezáltal elősegítve a talajjavító hatását [54]. Gray és mtsi. [55] kimutatták, hogy az RM kisebb dózisban (5%), más szerves anyagokkal a talajba keverve, hatékonyan javítja a növények növekedését, ugyanakkor nagyobb (>20%) dózisoknál káros hatásokat figyeltek meg [56]. A RM káros hatásainak ellensúlyozására a szervesanyag származhat akár szennyvíziszapból vagy akár állati trágyából is [57]. A bauxitmaradvány ásványi összetétele és foszfát-affinitása miatt két szempontból is kedvező: (a) képes csökkenteni a talajba és a felszíni vizekbe történő foszfát kimosódást, ami eutrofizációt okozna [58], (b) foszfáttartalékot biztosít a növények számára [59]. Ez a két tulajdonság teszi lehetővé az RM talajjavításra történő felhasználását leromlott (akár homokos) szerkezetű, alacsony foszfát- és egyéb tápanyagmegkötő képességű rekultivált területen.

Indiában talajhelyettesítő közegben vizsgálták a különböző RM koncentráció hatását a növények illóolaj-tartalmára. Megállapították, hogy 10 % (w/w) RM adta a legnagyobb

illóolajhozamot [60]. A módszert nem terjesztették ki szabadföldi méretnövelt kísérletekre, amelyekhez jelentősebb mennyiségű vörösiszapot kellett volna felhasználni. Kínai kutatók 0,3 kg RM/m² mennyiségben, RM-alapú passzivátor alkalmazását javasolták a kadmiummal szennyezett rizsföldek kármentesítésére [54]. Szlovéniában hasonló vizsgálatot végeztek RM és papírhamu felhasználásával a Cu, Zn, Cd és Pb eltávolítására [61]. Mások az RM hatását vizsgálták a talaj mikrobiális összetételére [62], valamint a vetiver [60] és a lúgálló gombák izolátumának [63] hatását az RM-t tartalmazó talajra. A fent említett kutatási eredmények alapján az RM előnyös lehet talajjavításra szolgáló alkalmazásokban [64] különösen a tápanyagokat (többek között N, P, K, Ca, Mg) nem vagy csak minimális mennyiségben tartalmazó degradált talajok esetében [35].

Kutatásom során nem csak lágyszárú rövid életszakaszú-, de fásszárú energianövényeket is vizsgáltam vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegben. Úgy gondolom, hogy ez a hasznosítási lehetőség költséghatékony eljárást jelenthet az RM nagymennyiségű felhasználására, mind a mellett, hogy az eljárás során keletkezett hulladék mennyisége elhanyagolható.

2.4 A kutatásom során felhasznált növényfajok általános jellemzői

2.4.1 Fehér mustár (*Sinapis alba* L.)

A fehér mustár (*Sinapis alba*), a Keresztesvirágúak (*Brassicales*) rendjébe, Káposztafélék (*Brassicaceae*) családba tartozó, rövid tenyészidejű (105-135 nap) egyényári növény, mely világszerte közkedvelt fűszernövény. A termesztett fajták magassága elérheti 70-80 cm magasságot is. Gyökere mélyre hatoló, vékony karószerű, alig elágazó. Oldalágai hajszálgökérszerűek. Szára hengeres, szabálytalan kör alakú. Levelei szórt állásúak, szárnyasan szeldeltek. A szárat és a levelet merev, elálló szörzet borítja. Virágzatát (30-70 nap) kezdetben sátorozó fűrt jellemzi. A virágszirmok aranyárgaszínűek és virágonként 4 darab található [65]. A növény magját egyfajta hagyományos gyógyszerként és jellegzetes csípős íze miatt ételízesítőként használják [66].

A *Sinapis alba* ideális a toxicitás vizsgálatára, mivel érzékeny a vegyi anyagok széles körére [67], beleértve a növényvédő szereket, nehézfémeket és az ipari/lakossági hulladékban gyakran előforduló vegyületeket [68].

Az itt felsorolt tulajdonságok és könnyű beszerezhetősége miatt választottam a mikrokozmosz kísérleteim fő tesztnövényének.

2.4.2 Olasz nád (*Arundo donax* L.)

Az energianövények egyik legismertebb faja az olasz nád vagy más néven óriás nád. Az olasz nád a Perjevirágúak (*Poales*) rendjébe, Perjefélék (*Poaceae*) családjába tartozó nagytermetű, felálló, leveles szárú, enyhén terjedő tövű, évelő növény. Európa legmagasabbra (2-5 m esetenként 10 m is lehet) növő fűféléje. Üreges, kemény, fás szárának átmérője akár a 2-3 centimétert is elérheti. Leveli 2-8 cm szélesek és 30-60 cm hosszúak [68].

Közkedveltségének okai közé tartozik a gyors növekedési ütem, a különböző éghajlati viszonyokhoz való könnyed alkalmazkodóképesség és az alacsony tápanyagigény [69]. Tulajdonságainak és vegetatív szaporodásának köszönhetően gyors ütemben képes sűrű tömegeket alkotva terjeszkedni, ezért a világ 100 leginvazívabb faja közé sorolják [70]. Magas biomassza-termelésének köszönhetően ígéretes energianövényként is számoltartják. Eróziócsökkentő és talajjavító hatása miatt is gyakran alkalmazzák [71]. Az abszolút száraz olasz nád fűtőértéke 18 700 KJ/kg [72].

2.4.3 Virginiai selyemmályva (*Sida hermaphrodita* L.)

Botanikailag a *Sida* nemzetség a *Malvaceae* családba tartozik, innen a mályvafélékre való utalás az egyik köznapi nevében: virginiai mályva. A *Sida* elterjedése Észak-, és Nyugat-Amerika, azonban napjainkra számos európai országában is előfordul, mint fontos termesztett növény. Sokoldalú haszonnövény, többek között energetikai célú felhasználhatósága miatt kedvelik [73].

A nedves, de nyitott vagy részlegesen árnyékos élőhelyeken fordul elő a leginkább, de megjelenik a folyóparti teraszokon és az ártereken is. Nincsenek magas igényei: száraz, kötött, sőt homokos talajon is igen gazdaságosan termesztendő. Fagyoknak és a szárazságnak teljesen ellenálló növény [74]. Kiemelendő tulajdonsága, hogy még a puszta szennyvíziszapon, szénhidrogénnel, nehézfémekkel szennyezett talajon is, kiválóan alkalmas remediációra [73].



2. ábra: A Sida (*Sida hermaphrodita* L.) morfológiája [75]

Évelő gyógynövény, amelynek hajtásai áprilisban bújnak ki a jól fejlett rizómából, rügyei az előző évi szarak tövében helyezkednek el. Első növekedési fázisban lassan nő (60-90 cm magasságot is elérheti). A második évtől 2,5-4 méterre is megnőhet. Szára közel 3 cm átmérőjű, az egyszerű, 3-7 részre hasadt levelek 10-20 centiméter hosszúak is lehetnek (2. ábra). Magas biomassza hozama mellett betakarítása egyszerű. Vágáséretten kedvezően száraz állapotú, így energetikai célokra megfelelő [76]. Az abszolút száraz sida fűtőértéke 18 700 KJ/ kg [77].

2.4.4 Csicsóka (*Helianthus tuberosus* L.)

A csicsóka, másnéven napgyökér, egy évelő fűszernövény, mely Észak-Amerika keleti részéről származik [78]. A csicsóka többcélú növény, amelyet emberi táplálkozásra (közvetlenül a gumók fogyasztására vagy édesítőszer előállítására), gyógyszerészeti alkalmazásokra, biomassza és bioenergia előállítására használnak. Szára és gumói magas inulintartalommal rendelkeznek, és bioüzemanyagként felhasználható etanol előállítására alkalmasak [79]. Érdeemes megemlíteni, hogy a kézműves sörfőzés egyik közkedvelt alapanyaga lett az elmúlt években [80].

A csicsókát a gyors növekedése, magas szénhidrátartalma, egységnyi területre vetített releváns szárazanyag-tartalma, a tápanyagban gazdag szennyvíz felhasználásának- valamint a patogénrezisztencia/tolerancia képessége teszi kiváló energianövénné. Mindezen tulajdonságoknak köszönhetően könnyen és minimális költség mellett termesztető [79].



3. ábra: A csicsóka (*Helianthus tuberosus L.*) morfológiai jegyei

A csicsóka teljes életciklusa 18-20 hét között van. A 20. héten legkésőbb meg kell kezdeni a betakarítást, mert a gumók súlya, szilárdsága, fajsúlya és szénhidrátartalma gyorsan csökkenésnek indul [81]. A csicsóka a napos helyet kedveli, az ideális hőmérsékleti tartománya 18-25 °C. Szára vékonyabb a napraforgóénál és akár 3 méter magasra is megnőhet. Magyarországon az éghajlati viszonyok miatt a késői virágzás hatására a magok már nem tudnak kifejlődni, így természetes úton magról nem szaporítható. A gyönyörű mézsárga 8-10 cm átmérőjű fészkes virágzatok száma egy tövön 20-80 db (3. ábra). Termése egymagvú kaszat. Az abszolút száraz csicsóka fűtőértéke: 17 500 kJ/ kg. [82] .

2.4.5 Mezei juhar (*Acer campestre* L.)

A mezei juhar a szappanfavirágúak (*Sapindales*) rendjébe, ezen belül a szappanfafélék (*Sapindaceae*) családjába tartozó faj, Közép- és Dél-Európából származik. Ma már megtalálhatóak Afrikában és Ázsiában is. Régen gyomfajként ismeretes fafaj volt.

A mezei juhar kisebb termetű fa, általában 10-15 méter magasra nő meg, de ha a talaj megfelelő számára, akkor akár a 20-30 méter magasságot is elérheti. 3-6 év alatt vágás éretté válik, ugyan akkor akár 350 évig is élhet. Virágzatai általában 25 éves kor felett, lombfakadással egy időben jelennek meg a hajtásvégeken, a kevés, sárgászöld virágú sátorozó bugák kezdetben felfelé állnak, majd lekonyulnak. Csíráztatása nehézkes és időigényes (4-5 hónap) [83] (4. ábra)

A csíranövény fagyérzékeny és az árnyékos helyet kedveli. 4-5 éves koráig a mezei juhar csemete nagyon lassan nő, majd ugrásszerűen nyúlik évente 50-100 cm nagyságot is. 5 éves korától jól tűri a száraz, meleg nyarakat és a hideg, kemény teleket. A 4-8 centiméteres hosszúnyelű levelei átellenesen állnak [83].



4. ábra: A mezei juhar virága, levele és termése

Jó fűtőértéke miatt az egyik legkeresettebb tűzifa. Az abszolút száraz juharfa fűtőértéke 16 224 kJ/kg. Bár méreates választékai nincsenek, mégis a faipar egyik legkeresettebb fafaja, mivel a belsőépítészet egyik fő alapanyaga [83].

2.4.6 Kocsányos tölgy (*Quercus robur L.*)

A hosszú életű kocsányos tölgy (*Quercus robur*) a bükkfavirágúak (*Fagales*) rendjébe, ezen belül a bükkfafélék (*Fagaceae*) családjába tartozó fa. Európa egyik uralkodó tölgyfaja. A Kárpát-medencében élő tölgyfajok egyike; a medencében a közepesen hűvös és csapadékosabb részeken fordul elő [84].

Az első lomblevelek a csemeték csúcsán alakulnak ki, ötösével, szabályos csillagalakot formálva (5. ábra). Gyökérszete kezdetben karógyökér, mely évente 30 centiméterrel növekszik, majd 30-50 éves korától úgynevezett szívgyökérszete rendszeré alakul át. Az elsőéves csemeték maximum 7-15 centiméterre nőnek meg, mert a kezdeti időszakban a növény a gyökérszetezésre használja fel az energiát. 10 éves kortól a fa növekedése felgyorsul és évente közel 40-60 centimétert is nőhet [84].



5. ábra: A kocsányos tölgy (*Quercus robur L.*) levele és makk termése [84]

Fizikai tulajdonságait tekintve (hosszú, egyenes, könnyen megmunkálható) kiváló és igen keresett faanyag Európa szerte. Hazánkban a boroshordó legfontosabb alapanyaga [85] Fűtőértékét tekintve közép kategóriában található: az abszolút száraz kocsányos tölgy fűtőértéke 15 120 kJ/kg [86].

2.4.7 Fehér nyár (*Populus alba* L.)

A fehér nyár (*Populus alba* L.) a fűzfafélék (*Salicaceae*) családjába tartozó kétlaki, magas termetű, széles koronájú lombhullató fafaj. Őshonos Észak-Afrikában, Európában és Ázsia mérsékelt éghajlatú területein. Kedveli a nedves területeket, gyakran vízpartokon található meg. Megfelelő vízellátás mellett gyors növekedést mutat.

Kérge fiatal korában sima, világosszürke vagy szürkészöld, idősebb korában széles rombusz alakú repedésekkel tarkított, majd az idő előre haladtával repedezett, barázdált lesz. Vesszői világos barnásszürkék, apró, rügyei fehérén gypjasak.

Szőrös levelei spirálissal szórt állásúak 6-10 cm hosszúak és legfeljebb 5 cm szélesek (6. ábra). Válluk kerek vagy szíves, csúcsuk tompán kihegyezett. Hosszú levélnyele miatt levelei kisebb légmozgásban is mozognak, így több közvetlen napfényhez jutnak. Lombfakadás előtt nyíló váltivarú kétlaki virágai barka virágzatokat alkotnak [87].



6. ábra: Fehér nyár levelének felszíne és fonákja, valamint méretének szemléltetése [87]

Felhasználását tekintve a bútortipari alapanyagként van a legnagyobb szerepe, valamint könnyű megmunkálhatósága miatt a deszkagyártás egyik fő alapanyaga. A nyárfá nem rendelkezik jó égési tulajdonságokkal: gyengén ég és fűtőértéke alacsony. Az abszolút száraz fehér nyár fűtőértéke: 13 400 kJ/kg.

2.4.8 Puszta / turkesztáni szil (*Ulmus pumila* L.)

A szil fajok természetes módon Északkelet-Ázsia országaiban Koreában, Japánban és Kínában őshonosak és a hagyományos gyógyászatban rák és reumás ízületi gyulladás kezelésére használják őket [88]. Az *Ulmus pumila* Puszta / turkesztáni szil, 10-12 m magas, gyors növekedésű, lombhullató fa, vagy sűrű cserje. Törzse alacsonyan ágazik el, ferde. Levelei kicsik 6–7 cm hosszúak, keskenyek, durván fűrészkes szélűek (7. ábra). Kétivarú virágai csomókban tavasszal a levelek előtt jelennek meg, szélbeporzásúak. Az abszolút száraz turkesztáni szil fűtőértéke: 18 067 kJ/kg. [89]



7. ábra: A turkesztáni szil (*Ulmus pumila* L.) morfológiai jegyei

2.4.9 Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.)

A fehér akác az Egyesült Államok délkeleti részén őshonos fafaj, melyet a későbbiekben mindenhol behurcoltak, így megtalálható Európában is. Nagytermetű fa, akár 20 méter magasra is megnőhet. Mérgező kérge szürkésbarna, hálózatosan repedezett. Levelei páratlanul árnyaltak. A pillangós virágai fürtökben helyezkednek el. A virágfüzér 10-25 virágtagból állhat, ahogyan a 8. ábrán látható. Virága a méhészet egyik meghatározó növényi része. A gyógyászatban fontos szerepet játszik: virágzatát köhögés, hurut ellen használják, kérge gyomorsavtúltengés, gyomorvérzés, bélfekély elleni gyógyszeralapanyag.

Szívós fafajnak tekintik mivel szinte minden élőhelyi adottsággal elbír. Magyarországon elsősorban az alföldi homok megkötésére használták ennek ellenére hazánkban invazív fajnak számít.

Fa anyagát előszeretettel használják az építőiparban, mezőgazdaságban. Fontos energetikai haszonnövénynek számít. Az abszolút száraz fehér akác fűtőértéke: 19 002 kJ/kg [86]



8. ábra: A fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) morfológiai jegyei [90]

3 Kísérleti rész

Az elvégzett laboratóriumi kísérlet a hasznosítás tekintetében két részre osztható. Ezek módszertanának bemutatása a „Felhasznált anyagok és minősítésük” alfejezetet követően két szakaszra bontva olvasható. Az első szakaszban a talajhelyettesítő közegek vizsgálatához használt módszerek és kísérletek, majd a második szakaszban az RM foszformegkötő képességének vizsgálatára vonatkozó kísérletek leírása található elkülönítve.

3.1 Felhasznált anyagok és minősítésük

3.1.1 Vörösiszap

A kísérletek során felhasznált RM (az ajkai MAL Zrt. által üzemeltetett alumíniumipari cég (H-8400 Ajka, Gyártelep hrsz.: 598/15) RM tározó VIII. és X. kazettájából származik.



4. ábra: MAL Zrt. zagytározó X- (bal), és VIII-as (jobb) kazettája, Kolontár [91]

A kísérletek során felhasznált RM összetételét az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat: A kísérletek során felhasznált RM röntgenfluoreszcens spektrométerrel (XRF SPECTRO xSORT COMBI HH03 XRF SPECTRO xSORT COMBI HH03 dokkolóállomással) meghatározott összetétele

Alkotóelem	Minta neve	
	RM-8/1 2018.	RM-10/1 2019.
Al₂O₃ (%)	7.89	6.71
SiO₂ (%)	11.04	8.55
Fe₂O₃ (%)	34.31	31.8
TiO₂ (µg/g)	4.43	38.78
V₂O₅ (µg/g)	1240	1123
CaO (%)	6.612	10.08
MgO (%)	0.38	0.41
ZnO (µg/g)	248	169
MnO₂ (µg/g)	2718	2181

3.1.2 Szennyvíziszap

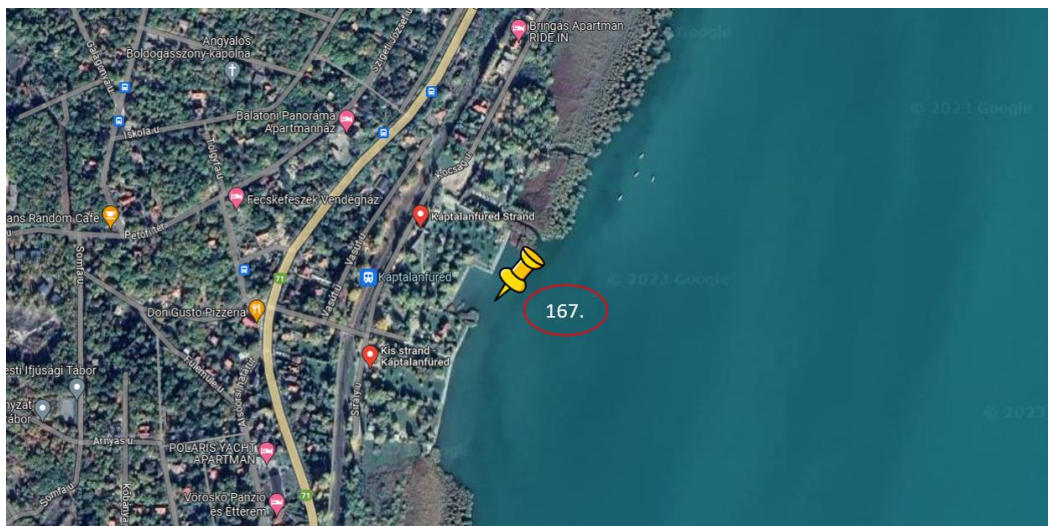
A talajhelyettesítő közegben felhasznált szennyvíziszap víztelenített formában a székesfehérvári Fejérvíz Kft. kommunális szennyvíztisztító telepéről származott. A szennyvíziszap pontos származási helye nem beazonosítható, mert a Fejérvíz Kft. kommunális szennyvíztisztító telephely több regionális és külföldi vízműből érkező szennyvíziszapot használ fel. A szennyvíztisztító évente több mint 10 millió m³ szennyvizet kezel (H-8000 Székesfehérvár, Bakony u. 10.). A mechanikai és biológiai szennyvíztisztítás során keletkező iszapok stabilizálása anaerob úton mezofil rothasztással történik. A stabilizálás után, az utórothasztóból az utósűrítőbe kerül, majd a kémiai kondicionálást követően az iszap víztelenítése történik meg (a későbbiekben szennyvíziszap). A kísérletben felhasznált szennyvíziszap általános tulajdonságait a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat: A kísérletek során felhasznált szennyvíziszap minták összetétele

Mért paraméter	Minta neve	Mért paraméter	Minta neve
	Szennyvíziszap		Szennyvíziszap
pH	6,9	Cr (össz.) (mg/kg sz.a.)	26.04
össz. száraza. (%)	17,40	Cu (mg/kg sz.a.)	284.20
össz. szerves a. (%)	4,73	Fe (mg/kg sz.a.)	20091.44
hamu (%)	27,20	Hg (mg/kg sz.a.)	1.32
össz. N (mg/kg sz.a.)	46539,46	Mg (mg/kg sz.a.)	8950
össz. P (mg/kg sz.a.)	19483,84	Mn (mg/kg sz.a.)	171.66
össz. K (mg/kg sz.a.)	2529,28	Mo (mg/kg sz.a.)	6.20
Ca (mg/kg sz.a.)	27200	Na (mg/kg sz.a.)	3360
Al (mg/kg sz.a.)	7102,5	Ni (mg/kg sz.a.)	19.79
As (mg/kg sz.a.)	4,74	Pb (mg/kg sz.a.)	33.09
B (mg/kg sz.a.)	187.77	S (mg/kg sz.a.)	7345
Cd (mg/kg sz.a.)	1.37	Se (mg/kg sz.a.)	2.39
Co (mg/kg sz.a.)	4.69	Zn (mg/kg sz.a.)	813.03

3.1.3 Balatoni-iszap

A balatoni iszap a Káptalanfüredi strand 1,5-2 m vízmélységről származik (9. ábra 167. számú minta. GPS: 47.009640100842894, 18.005997698244048). A mintavétel 2019. május végén történt.



9. ábra: A kísérletek során felhasznált 167. számú balatoni iszap mintavételi helye [92]

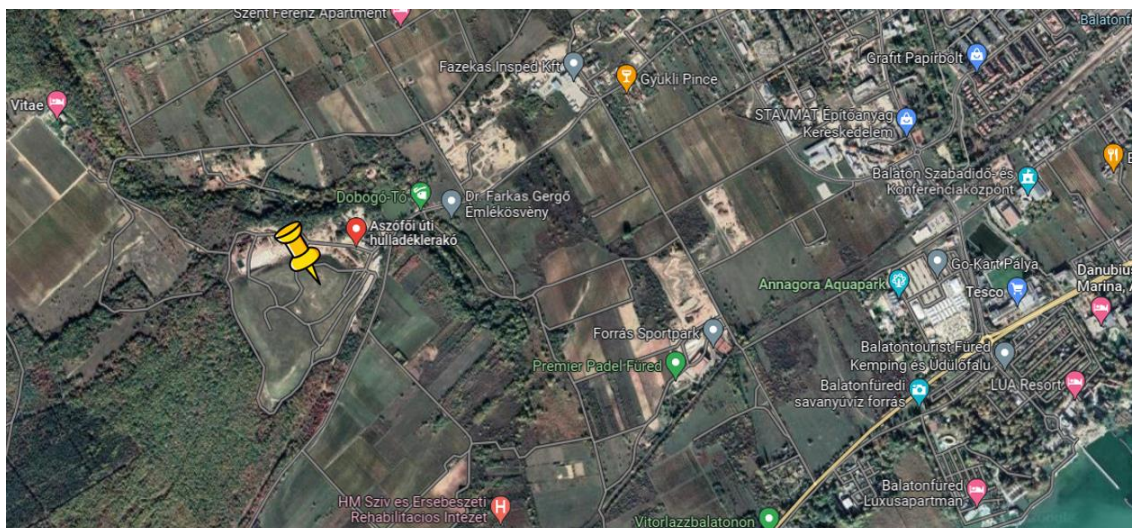
A kísérletek során felhasznált balatoni-iszap összetételét a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat: A kísérletek során felhasznált balatoni-iszap összetétele

Alkotóelem	Minta neve
	BI 167.
Száranyag tartalom (m/m%)	47,8
Szervesanyag tartalom (m/m% sz.a.)	0,58
Nitrit - N (mg/kg sz.a.)	0,36
Nitrát - N (mg/kg sz.a.)	2,1
összes nitrogén (mg/kg sz.a.)	1 520
összes foszfor (mg/kg sz.a.)	544
Al (mg/kg sz.a.)	18 800
Fe (mg/kg sz.a.)	16 600
V (mg/kg sz.a.)	35,1
Ca (mg/kg sz.a.)	193 000
Mg (mg/kg sz.a.)	14 900
Zn (mg/kg sz.a.)	55,2
Mn (mg/kg sz.a.)	416
P (mg/kg sz.a.)	544
S (mg/kg sz.a.)	789
K (mg/kg sz.a.)	5 950

3.1.4 Zöldhulladék komposzt

A kísérletek során felhasznált stabilizált zöldhulladék komposzt az Észak-Baltoni Hulladékgazdálkodási Nonprofit Kft. által üzemeltetett balatonfüredi komposzttelepről (10. ábra) származik (8230 Balatonfüred, Aszófői u., 087/1 hrsz.).



10. ábra: Az ÉBH Észak-Baltoni Hulladékgazdálkodási Nonprofit Kft. által üzemeltetett balatonfüredi komposzttelep [93]

Megmértem a kísérletek során felhasznált komposzt összetételét, melynek mérési eredményei a 4. táblázatban találhatóak. A 4. táblázatban feltüntetett értékek közül a patogénitási eredmények (*) a komposztteleptől származó adatok.

4. táblázat: A kísérletek során felhasznált komposzt összetétele

Mért paraméter	Minta neve Komposzt	Mért paraméter	Minta neve Komposzt
Száranyag tartalom (m/m%)	67,9	As (mg/kg sz.a.)	9,3
Szervesanyag tartalom (m/m% sz.a.)	50,7	Cd (mg/kg sz.a.)	1,15
pH	7,76	összes Cr (mg/kg sz.a.)	10,8
vízben oldható összes sótartalom (%)	1,39	Cu (mg/kg sz.a.)	127
összes nitrogén (mg/kg sz.a.)	1,03	Pb (mg/kg sz.a.)	7,7
P ₂ O ₅ (mg/kg sz.a.)	0,56	Ni (mg/kg sz.a.)	18,0
K ₂ O (mg/kg sz.a.)	0,83	Fekál Coliform (g/sz.a.)*	< 0,18
Ca (mg/kg sz.a.)	6,41	Fekál srteptococcus-szám (g/sz.a.)*	< 0,18
Mg (mg/kg sz.a.)	2,76	Salmonella (g/sz.a.)*	negatív

3.1.5 Általános virágföld

A kísérlet során a kereskedelemben kapható (gyártó: Biorg Tőzefeldolgozó és Kertészeti Termékeket Előállító és Forgalmazó Kft.) közepes szervesanyag tartalommal rendelkező általános virágföldet választottam talajközegnek. A mikrokozmosz kísérletek során a virágföldet a talajmátrixok fő/alap összetevőjeként alkalmaztam. Az általános virágföld fontosabb tulajdonságait az 5. táblázat tartalmazza.

5. táblázat: A kereskedelmi forgalomban vásárolt általános virágföld csomagolásán feltüntetett fontosabb paraméterei

Vizsgált paraméter	Mennyiség
pH (10% vizes szuszpenzióban)	6,7 ± 0,5
N (m/m%)	legalább 1,5
P₂O₅ (m/m%)	legalább 0,7
K₂O (m/m%)	legalább 0,5
Küllem	barna színű, földszagú, rostos – morzsás szerkezetű anyag

3.2 Vizsgálati módszerek

3.2.1 Talajhelyettesítő közegek előkészítése a fizikai és vízgazdálkodási vizsgálatokhoz

Az ültetés előtt az összes talajhelyettesítő közegből mintát vettem és elemeztem a kiválasztott fizikai-kémiai tulajdonságokat. Minden mintát levegőn szárítottam, őröltem és 2 mm-nél finomabbra szitáltam. Minden mérést három ismétlésben és szabványosított módszerek szerint végeztem. A pH és az elektromos vezetőképesség mérésére az MSZ 21470-2:1981 szabványt [94] követtem, pH-mérő (Hanna HI 83141 modell) és vezetőképesség-mérő (WTW multi 3420 modell) segítségével. A nedvességtartalom mérése az MSZ-08-0205:1978 [95], a sótartalomé pedig az MSZ-08-0206-2:1978 [96] szerint történt. A talajminták nedvességtartalmát OHAUS MB 25 műszerrel mértük. A maximális víztartó képességet (WHC) az OECD 222-es módszerrel [97] határoztam meg.

3.2.2 Talajhelyettesítő közegeken végzett fizikai és vízgazdálkodási vizsgálatok

A talajok WHC (maximális vízmeztartó képesség) értékének meghatározását OECD 222 – ISO DIS 11268-2(1) szabvány alapján végeztem el. Az eredményeket a szabványban megadott alábbi számítással határoztam meg.

$$WHC = \frac{S - T - D}{D} \times 100 \quad (2).$$

Ahol:

S = vízzel áztatott talajminta + üvegedény + szűrőpapír együttes tömege (g)

T = minta nélküli üvegedény és a szűrőpapír tömege (g)

D = szárított talajminta tömege (g)

A talajminták szervesanyagtartalom meghatározását a Loss of Ignation (LOI) szabvány szerint végeztem el (MSZ EN 15935:2022 [98]). A tömegállandóságig szárított minták 550 °C-os izzítás előtti és utáni tömegének különbségéből állapítottam meg a talajok szervesanyag tartalmát.

A talajok fizikai féleségére vonatkozó higroszkóposságának megállapításához a MSZ-08-0205-78 szabványt használtam.

3.2.3 A talajokon alkalmazott toxikológiai vizsgálatok

A toxikológiai tesztek során a létrehozott talajhelyettesítő közeg makro- és mezofaunára gyakorolt hatását vizsgáltam meg. A kísérletekhez vörös trágyagiliszta (*Eisenia fetida*) és Collembola (*Folsomia candida*) tenyészetet használtam. A vörös trágyagiliszta teszteket az OECD 222 szabvány [97], míg a kollembola teszteket az OECD 232 szabvány [99] alapján végeztem el.

3.2.4 Alkalmazott csíranövényteszt

A felhasznált magok életképességének ellenőrzése céljából a kísérletek megkezdése előtt csíranövény-tesztet hajtottam végre a MSZ 21 976-17: 1993 szabvány alapján, három ismétlésben. A csíranövény teszt során az alkalmazott magok életképességét 20 °C –on, sötétben 72 órás csírázás követően értékeltem. A kiértékelés során megmértem a csíranagyságát, gyökér és szárhosszát. A gyökérnövekedés gátlásának százalékos értékét (GI) a következő képlettel számoltam ki [68]:

$$GI \% = \frac{A - B}{A} \times 100 \quad (3).$$

ahol:

A: gyökérhossz a kontroll mintában (mm)

B: gyökérhossza a kezelésben (mm)

GI: szár-, ill. gyökérnövekedés gátlás százalékban kifejezett értéke.

3.2.5 A teszt növények ültetési eljárása

A vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegben, az RM a teszt növény fejlődésre gyakorolt hatását 30 napos mikrokozmosz kísérletben vizsgáltam. A talajhelyettesítő közeg keverése és az optimális nedvességtartalom beállítása, valamint a minták 24 órás nedves inkubálását követően végeztem el a növénynevelési teszteket. Az ültetés során 2 g teszt növény magot (40-45 db mag) elszórva helyeztem az ültető cserépbe 2 cm mélyen. Teszt növénynek közönséges fehér mustár (*Sinapis alba*) növényt használtam. Minden nap megmértem növények magasságát és a morfológiai (levelek hossza, szélessége)

jegyeit. Szükség szerint, 1-2 naponta csapvízzel öntöztem. A modellkísérlet befejeztével meghatároztam a tesztnövények magasságát, gyökérzetének fejlettségét és borítottóságát.

3.2.6 A növényi- és talajminták előkészítése elemanalitikai vizsgálathoz

A talaj- és növényi minták elemanalízisét röntgenfluoreszcens spektrométerrel (SPECTRO xSORT COMBI pXRF dokkolóállomással) határoztam meg. A mérés során a Spectro környezeti fundamentál paraméter kalibrációját használtam. Minden mintasorozat után a kapott beütésszámokat és hozzá rendelt koncentrációkat keresztábrák formájában ábrázoltam, ezzel ellenőrizve a mért jel és a koncentráció közötti összefüggést. A determinációs együttható jellemzően több mint 0,9; a legalacsonyabb érték 0,8 volt.

A méréshez a talaj- és növényi mintákat 105 °C-on tömegállandóságig szárítottam. Ezt követően a szervesanyag elégetéséhez a mintákat izzító kemencébe helyeztem. A növényi mintákat 500 °C-on 5 órán keresztül, a talajmintákat 550 °C-on 2 órán keresztül izzítottam. Ezt követően a mintákat a mérés megkezdéséig exsikkátorban tároltam. A mérési eredményeket az XRF Analyzer Pro program segítségével értékeltem ki.

Az elemanalitikai vizsgálat eredményeinek kiértékelése során a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben megjelölt földtani közegek határértékeit vettem alapul.

A biokoncentrációs tényezőt (BCF) az alábbi egyenlet szerint számoltam ki.

$$BCF = \frac{Fémtartalom (növény)}{Fémtartalom (talaj)} \quad (4).$$

3.2.7 DNS izolálás, PCR-amplifikáció, szekvenálás és bioinformatikai vizsgálatok

A 30 napos inkubációs időszak végén minden talajmátrixból 5 mintát vettem és összekevertem. Ebből az átlagmintából DNS-mintákat izoláltunk, amelyek a talaj háttérmikrobiom meghatározásának alapjául szolgáltak.

A mintavétel során a kezelésekben található gyökérmintákat óvatosan kihúztuk a mátrixokból (11. ábra). Az eljárás során a gyökerekhez tapadt részecskéket erőteljes rázással (10 perc) 2 ml Tris-HCl pufferrel (10 mM, pH 8,0) mostuk, majd 1 ml talajszuszpenziót centrifugáltunk (5 percig 13 000 g-n). Az így kapott pelletből bakteriális

genomiális DNS-t extraháltunk. Mátrixonként 100-200 mg mintát vizsgáltam meg a ZymoBIOMICS 96 MagBead DNA Kit (Zymo Research) segítségével a gyártó protokollja szerint. A genomi DNS koncentrációját Qubit 3.0 fluorométerrel és Qubit dsDNA HS Assay Kit (Thermo Fisher Scientific) segítségével mértük.



11. ábra: A mikrobiom vizsgálat lépései. 1 - cserép bontás és növényi morfológia vizsgálat; 2 - gyökér mintavételezése; 3 - DNS szekvenálás

A bakteriális DNS-t a baktériumok 16S rRNS génjének V3-V4 régióját lefedő, jelölt primerekkel

(5'TCGTCGGCAGCGTCAGTCAGATGTGTGTATAAGAGAGACAGCCTACTAAG AGACCCTACWGCAGés5'GTCTCGTGTGGGCTCGGAGATGTGTGTATAAGAGA CAGGACTACHVGGGTATCTAATCC) amplifikáltuk [100].

A DNS extrakció hatékonyságának meghatározása érdekében a talajkeverék mintákhoz ZymoBIOMICS™ Spike-in Control I (High Microbial Load, ZYMO RESEARCH CORP) anyagot adtunk. A ZymoBIOMICS™ Spike-in Control I (High Microbial Load) egyenlő számú Gram-negatív *Imtechella halotolerans* és Gram-pozitív *Allobacillus halotolerans* sejtekből áll. Ez a termék in situ pozitív kontrollként szolgál a DNS-szekvenáláson alapuló (pl. NGS-alapú) mikrobiom mérésekhez.

A polimeráz láncreakciókat (PCR) és a DNS-tisztításokat az Illumina bemutatott protokollja szerint végeztük (Part # 15044223 Rev. B). A PCR-termékkönyvtárakat a

TapeStation 2200 műszeren (Agilent) High Sensitivity D1000 ScreenTape segítségével számszerűsítettük és minősítettük. A könyvtárak azonos koncentrációját összevontuk és szekvenáltuk az Illumina MiSeq platformon a MiSeq Reagent Kit v3 (600 ciklus PE) használatával.

Átlagosan kb. mintánként 400 000 nyers szekvenálási olvasat keletkezett, amelyeket a MiSeq Control Software (Illumina) segítségével elemeztem ki. Az osztályozást az Illumina 16S Metagenomics munkafolyamat segítségével végeztük a DADA2 formátumú RefSeq RDP 16S v3 adatbázis alapján [101].

3.3 Vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegek bemutatása

3.3.1 Előkísérlet „A”

Az előkísérletek során az RM homogenizálhatóságát vizsgáltam általános virágfölddel keverve. A létrehozott különböző koncentrációban vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közeg környezetre gyakorolt hatását növényi mikrokozmosz kísérletben vizsgáltam meg.

Az „A” előkísérlet során egy állandó összetételű és könnyen beszerezhető általános virágföldet (3.1.5 fejezet) választottam talajközegnek, melybe „száraz” homogenizációs eljárással különböző koncentrációban (RM = 0, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 100 m/m%) vörösiszapot kevertem (6. táblázat). A bekeverést követően 10 db fehér mustármagot ültettem a közegekbe és 30 napon keresztül figyeltem a növények növekedési ütemét és morfológiai jegyeit. A kísérlet során a növények fényszükségletét 4 db 6W 460 LUM Osram izzókkal biztosítottam. Az izzókat időkapcsolóval párosítottam, így 16 óra fény és 8 óra sötét szakaszt állítottam be, imitálva a természetes napszakokat. Az ültetett mintákat ablaktól (így a természetes fénytől) elzárt helyre helyeztem el. Naponta egyszer átszellőztettem a helyiséget. A növények öntözését a nedvességi állapot figyelembevételével 2-3 naponta végeztem el. Az öntözéshez csapvizet használtam, melynek folyamatosan mértem a pH értékét (M1 táblázat).

6. táblázat: Az „A” előkísérlet során létrehozott talajmátrixok összetétele és jelölése

Jelölés	Talajmátrix
AK ₀	virágföld 100 m/m%
ARM5	virágföld 95 m/m% + 5 m/m % RM
ARM10	virágföld 90 m/m% + 10 m/m % RM
ARM20	virágföld 80 m/m% + 20 m/m % RM
ARM30	virágföld 70 m/m% + 30 m/m % RM
ARM40	virágföld 60 m/m% + 40 m/m % RM
ARM50	virágföld 50 m/m% + 50 m/m % RM
ARM100	RM 100 m/m%

3.3.2 Módszerfejlesztés

A „nedves” homogenizációs eljárás

Az „A” előkísérlet során az RM hatását vizsgáltam különböző koncentrációban, virágfölddel elegyítve. Az RM tulajdonságait tekintve (vizet nehezen eleresztő, kolloid mérettartományú szemcsékből áll, nedvesen pasztaszerű anyag) a tározóból kiemelt állapotában a virágfölddel egyszerű kézi keveréssel homogén rendszerré, reprezentatív növénynevelési kísérletek elvégzésére alkalmas közeggé nem elegyíthető (4.1 fejezet). Homogén rendszert akkor lehetne előállítani, amennyiben a vörösiszapot teljesen kiszárítanánk, de mivel Magyarország éghajlatai viszonyai nem alkalmasak rövid idő alatt nagy mennyiségű RM szabad levegőn történő szárításához, ezért egy új keverési eljárást kellett kidolgoznom.

Fontos volt, hogy a létrehozott keverési eljárás ne csak laboratóriumi kísérletek során, hanem nagymennyiségben szabadföldi kísérletek során is alkalmazható legyen.

A "nedves" keverési eljárás során a vörösiszapot cseppfolyósítottam, kihasználva annak tixotróp tulajdonságait (hosszan tartó nyíró hatásra az anyag elfolyósodik) majd a talajalkotókkal homogén rendszerré gyúrtam (12. ábra). Ez az eljárás könnyen alkalmazható nagymennyiségben is szabadföldi kísérletek során (méretnövelt kísérletek).



12. ábra: A „száraz” (felső sor) és a „nedves” (alsó sor) homogenizációs eljárás bemutatása [102]

3.3.3 Előkísérlet „B”

A „B” előkísérlet során általános virágföldet (3.1.5 fejezet) választottam talajközegnek, melyhez „nedves” homogenizációs eljárással különböző koncentrációban (RM = 0, 5, 10, 20, 30, 40, 50 m/m%) vörösiszapot kevertem (7. táblázat). A bekeverést követően 10 db fehér mustármagot ültettem a közegekbe és 19 napon keresztül figyeltem a növények növekedési ütemét és morfológiai jegyeit. A kísérlet során az „A” kísérletben (3.3.1 fejezet) bemutatott feltételeket biztosítottam a „B” kísérlet során is.

7. táblázat: A „B” előkísérlet során létrehozott talajmátrixok összetétele és jelölése

Jelölés	Talajmátrix
BK ₀	virágföld 100 m/m%
BRM5	virágföld 95 m/m% + 5 m/m % RM
BRM10	virágföld 90 m/m% + 10 m/m % RM
BRM20	virágföld 80 m/m% + 20 m/m % RM
BRM30	virágföld 70 m/m% + 30 m/m % RM
BRM40	virágföld 60 m/m% + 40 m/m % RM
BRM50	virágföld 50 m/m% + 50 m/m % RM

3.3.4 I. kísérlet

Vörösiszapot és szennyvíziszapot / balatoni iszapot tartalmazó mikrokozmosz kísérlet

Az I. számú kísérlet során, az előkísérleti eredményekre támaszkodva, meghatároztam azt az RM koncentrációt (15, 30 m/m%), mely talajhelyettesítő közegbe keverve, mikrokozmosz kísérletben a tesztnövények növekedésére és morfológiai jegyeire nincs negatív hatással.

Az I./a kísérlet során balatoni-iszappal módosított talajhelyettesítő közeget hoztam létre (virágföld: balatoni-iszap 1:1 m/m%) RM kezelésekkel (0, 15, 30 m/m%) (13. ábra). A kísérletben használt talajmátrixok jelölését a 8. táblázat tartalmazza. Az iszapok nélküli „talaj”-t kontroll mintaként alkalmaztam és az egyes kezelések hatását 4 ismétlésben figyeltem meg.

8. táblázat: Az I/a. kísérlet során létrehozott talajmátrixok összetétele és jelölése [102]

Jelölés	Talajmátrix
K _{1A}	kontroll virágföld
KBI	kontroll virágföld: balatoni iszap 1:1 100 m/m%
BIRM15	virágföld: balatoni-iszap 1:1 85 m/m% + 15 m/m % RM
BIRM30	virágföld: balatoni-iszap 1:1 70 m/m% + 30 m/m % RMp



13. ábra: Vörösiszapot és balatoni iszapot tartalmazó közegek létrehozása „nedves” keverési eljárással

A talajmátrixok létrehozása után 24 óra stabilizálódást követően a fehér mustár (*Sinapis alba*) teszt növény ültetése következett a 3.2.5. számú alfejezetben ismertetett módszer alapján. Az ültetést követően az alábbi talajmátrix sorozatot hoztam létre.



14. ábra: Az I/a. kísérlet során létrehozott balatoni-iszapot és vörösiszapot tartalmazó talajmátrixok

A 14. ábrán jól látható a növények számára optimális morzsalékos szerkezeti forma.

Az I/b. kísérlet során szennyvíziszappal módosított talajhelyettesítő közeget használtam (virágföld: szennyvíziszap 2:1 m/m%) RM kezelésekkel (0, 15, 30 m/m%). Az iszapok nélküli „talaj”-t kontroll mintaként alkalmaztam és az egyes kezelések hatását 4 ismétlésben figyeltem meg (9. táblázat).

A szennyvíziszapot és a vörösiszapot tartalmazó talajminták már kevert állapotban érkeztek a mikrokozmosz kísérlethez.

9. táblázat: Az I/b. kísérlet során létrehozott talajmátrixok összetétele és jelölése [102]

Jelölés	Talajmátrix
K _{1B}	kontroll virágföld
SZIRM15	virágföld: szennyvíziszap 2:1 85 m/m% + 15 m/m % RM
SZIRM30	virágföld: szennyvíziszap 2:1 70 m/m% + 30 m/m % RM

A talajmátrixok létrehozása után 24 óra stabilizálódást követően a fehér mustár (*Sinapis alba*) tesztnövény ültetése következett a 3.2.5. számú alfejezetben ismertetett módszer alapján. Az ültetést követően a 15. ábrán bemutatott talajmátrix sorozatot hoztam létre.



15. ábra: Az I/b. kísérlet során létrehozott szennyvíziszapot és vörösiszapot tartalmazó talajmátrixok

3.3.5 II. kísérlet

Vörösizapot és komposztot tartalmazó mikrokozmosz kísérlet és gyökérszóna mikrobiom vizsgálata

A második kísérlet célja az eddigi kísérletek folyamán felmerült kérdések vizsgálata. Az egyik legfontosabb felmerült kérdés az RM koncentráció növényekre gyakorolt hatása mellett az, hogy vajon mi történik a gyökérszónában? Milyen mikroorganizmusok lesznek jelen az RM hatására? Milyen folyamatok kerülnek előtérbe az RM kezelés hatására a közegben? Ezért úgy döntöttem, hogy egy, a napjainkban is egyre fontosabb hulladékból (biohulladék) származó termékkel elegyítem a vörösizapot és az így létrehozott talajhelyettesítő közegbe elültetett tesztnövény gyökérszónájának mikrobiom összetételét fogom megvizsgálni. Így pontosabb információt kaphatok az RM és növények kapcsolatáról, az RM növényekre gyakorolt hatásáról.

Az II. kísérlet során zöldhulladék kezeléséből származó komposztal módosított talajhelyettesítő közeget használtam (virágföld: komposzt 1:1 m/m%) különböző RM kezelésekkel (0, 15, 30 m/m%). Az RM nélküli „talaj”-t Kontroll mintaként alkalmaztam és az egyes kezelések hatását 4 ismétlésben figyeltem meg.

A helyettesítő talajközegek létrehozását „nedves” keverési eljárással (3.3.2. fejezet) hoztam létre.

A mikrobiom vizsgálat alapját képezi a háttérminta megléte, így a kísérlet során minden negyedik cserép tesztnövény mentes volt. Ennek értelmében meg kell különböztetnem a tesztnövényt tartalmazó és a tesztnövényt nem tartalmazó mintákat. A bekeverést követően a létrehozott talajközegek összetételét és jelölését a 10. táblázat tartalmazza.

10. táblázat: A II. kísérlet során létrehozott kezelések jelölése és a talajhelyettesítő közegek összetétele

Jelölés	Talajmátrix
KK-S	kontroll virágföld : komposzt 1:1 + Sinapis alba
KK-NS	kontroll virágföld : komposzt 1:1 (Sinapis alba mentes)
KRM15-S	virágföld : komposzt 1:1 85 m/m% + 15 m/m % RM + Sinapis alba
KRM15-NS	virágföld : komposzt 1:1 85 m/m% + 15 m/m % RM (Sinapis alba mentes)
KRM30-S	virágföld : komposzt 1:1 70 m/m% + 30 m/m % RM + Sinapis alba
KRM30-NS	virágföld : komposzt 1:1 70 m/m% + 30 m/m % RM (Sinapis alba mentes)

Az ültetést a 3.2.5. fejezetben ismertetett folyamat szerint végeztem el. A növények növekedéséhez szükséges optimális körülményeket egy POL-EKO gyártmányú, KK 1200 Smart PRO típusú klímakamra biztosította (16. ábra): 70%-os páratartalom 100%-os fényintenzitással (- 16992 LUX -) 22 °C-on 16 órán keresztül. Ezt követően a fényintenzitást 0%-ra állítottam (ami az éjszakai időszakot jelenti) 20 °C-on 8 órán keresztül. Minden nap figyelemmel kísértem a növények növekedési ütemét és morfológiai jegyeit. Az előkísérlet során tapasztalt, pH értéket nem befolyásoló hatása miatt az öntözést csapvízzel végeztem. A növényeket bizonyos időközönként megmértem, annak érdekében, hogy nyomon tudjam követni a növénytűrűség heti változását. A növények aratására a 30. napon került sor.



16. ábra: A növények elhelyezése a klímakamrában

3.3.6 III. kísérlet

Méretnövelt kísérlet

A harmadik kísérlet célja a laboratóriumi körülmények között létrejött eredmények validálása méretnövelt kísérletek során. A vizsgálat során az eredetileg megállapított 15 és 30 m/m% RM tartalom mellett figyeltem meg a növények növekedési ütemét és morfológiai jegyeit 2 éves, szakaszos megfigyelési időszakban (2019, 2020 vegetációs időszak, vagyis márciustól-szeptemberig).

A terület, ahol a kísérletet végeztem, meleg mérsékelt övi erdőzónában helyezkedik el, tengerszint feletti magassága 135 m. Az évi középhőmérséklet 9,8-10,02 °C. Fontos megjegyezni, hogy az évi csapadékmennyiség 530-560 mm, melyből közel 310 -330 mm a vegetációs időszakban esik le.

A kísérlet során 9 literes műanyag edényeket használtam fel, négyszeres ismétlésben. A talajkeverék nedvességtartalmát a szántóföldi vízkapacitáshoz állítottam be, az öntözés utáni harmadik napon mért nedvességtartalom volt a kiinduló érték. Az öntözéshez kútvizet használtam fel. A kísérlet során az elültetett növények szabadég alatt, elkerített területen helyezkedtek el, egymás mellett.

3.3.6.1 A kísérletben felhasznált növényfajok

A vizsgálatok során három lágyszárú:

- óriás nád – *Arundo donax L.*,
- cserepenként kettő darab gyökértörzssel virginiai mályva – *Sida hermaphrodita L.*,
- csicsóka – *Helianthus tuberosus L.*, és

öt fásszárú:

- mezei juhar – *Acer campestre L.*,
- kocsányos tölgy – *Quercus robur L.*,
- fehér nyár – *Populus alba L.*,
- szibériai szil – *Ulmus pumila L.*,
- fehér akác – *Robinia pseudoacacia L.*

növényfajt használtam fel (17. ábra). A növényfajok a Moha községben található erdészeti faiskolából származnak.



17. ábra: A méretnövelt kísérlet betakarítás előtti, végső állapota [103]

3.4 A vörösiszap foszformegkötő képességének vizsgálata hulladékvizekben

A disszertációm másik fő témája az RM foszformegkötő képességének vizsgálata különböző hulladék vizekben. Az RM az irodalmi feldolgozásban már említett tulajdonságainak köszönhetően képes nagy mennyiségben adszorbeálni a különböző hulladék vizek (lakossági és ipari szennyvíz, csurgalékvíz) foszfor tartalmát. Így a talajhelyettesítő közegben felhasznált RM tulajdonságait javítani tudjuk a növények növekedéséhez szükséges foszforszükséglet biztosításával. Így nem csak a hulladékvizek foszformennyiségét tudjuk csökkenteni, hanem a vörösiszapban lévő foszformennyiség növelésével a talajhelyettesítő közegben termesztett energianövények foszforszükséglete is pótolható egyéb más foszfordúsító szerek (műtrágyák) nélkül.

3.4.1 Hulladékvizek kiválasztása és a foszfor adszorbeálás menete

A kísérletek kezdetekor szintetikus P oldatot (10 mg P/L) hoztam létre 50 mg P/L KH_2PO_4 törzsoldatból hígítottam, melyet KH_2PO_4 porból készített oldatból hoztam létre. A kezeléseket 200 ml-es folyadéktérfogatban végeztem el. Először az RM por számított mennyiségét mértem be a főzőpoharakba, majd hozzáadtam a P-oldatot, amelyet mágneses keverővel kevertettem. A pH-t 1 M HCl-oldattal állítottam be a kívánt értékre. A mintákat egy adott időpontban vettem a kevert oldatból, és Millipore S-Pak MCE membránon (0,45 μm Ø 47 mm) keresztül szűrtem le a P-tartalom mérése előtt. A foszfor koncentrációját az MSZ EN 1189: "Vízminőség. A foszfor meghatározása. Ammónium-molibdát spektrometriai módszer" szabvány alapján határoztam meg. A pH WTW Multi 3420 műszerrel, SenTix® 940 pH-elektrodával mértem a szűrt mintában. A foszfor eltávolítását három különböző szennyvízáramban is vizsgáltam: egy magyarországi baromfifeldolgozó üzem (Sárvár) szennyvizében, amelyet laboratóriumi méretű szekvenáló szakaszos reaktorban (SBR) kezeltek; egy magyarországi kis települési szennyvíztisztító telep szennyvizében (200 m³/d); és a Királyszentistváni Hulladékkezelő Központból származó hulladéklerakó csurgalékvizében. Mivel a kommunális szennyvíz P-koncentrációja jóval alacsonyabb volt, mint azt a korábbi tapasztalatok alapján sejteni lehetett, szintetikus P-oldattal növeltem a P tartalmát. A szennyvízáramok főbb paramétereit 11. táblázat mutatja be.

11. táblázat: Valós szennyvízáramokban mért paraméterek [104]

Paraméterek	pH	KOI	TN	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NH}_3\text{-N}$	$\text{NH}_2\text{-N}$	OP	TP
	-	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
SBR szennyvíz	7,20	33	25	0,10	22,22	0,01	7,23	7,62
Lakossági szennyvíz	7,71	44	7	0,02	5,87	0,48	0,04 /4,98*	0,52
Csurgalékvíz	9,08	5420	212	17,66	16,03	0,71	11,89	17,58

*eredeti érték

A baromfi és a kommunális szennyvíz pH-ját 1 M HCl oldattal állítottam be, a csurgalékvíz esetében pedig tömény HCl-t használtam. Minden kísérletet és mérést a fent leírt módszerekkel három-három ismétlésben végeztem el.

4 Eredmények

4.1 Előkísérlet „A”

A modellkísérlet 3. hetében a kísérletet meg kellett szakítanom, mert a növények elvékonyodtak, eldőltek és a talajjal érintkezve annak lúgtartalma miatt elhaltak. A növények magassága nem haladta meg 10 cm-t és a levelek hossza nem érte el a 1,5 cm-t. A kísérlet során a növények fejlődését megfigyelve észrevettem, hogy RM koncentrációtól függetlenül a legtöbb edényben csírázásnak indultak a tesztnövény magok. Ennek egyik oka lehet a nem megfelelő homogenizáció és abban az esetben, ha a csíra mag virágföldrésszel érintkezett csírázásnak indult, de ha a csíra mag vörösiszappal találkozott, akkor nem indult meg a csírázás. Megvizsgálva a talajkeveréket, azt tapasztaltam, hogy az RM darabokban virágföldből álló göbök találhatóak (18. ábra).



18. ábra: A vörösiszapot tartalmazó talajmátrix inhomogenitása. Jól kivehetőek a virágföldet tartalmazó göbök

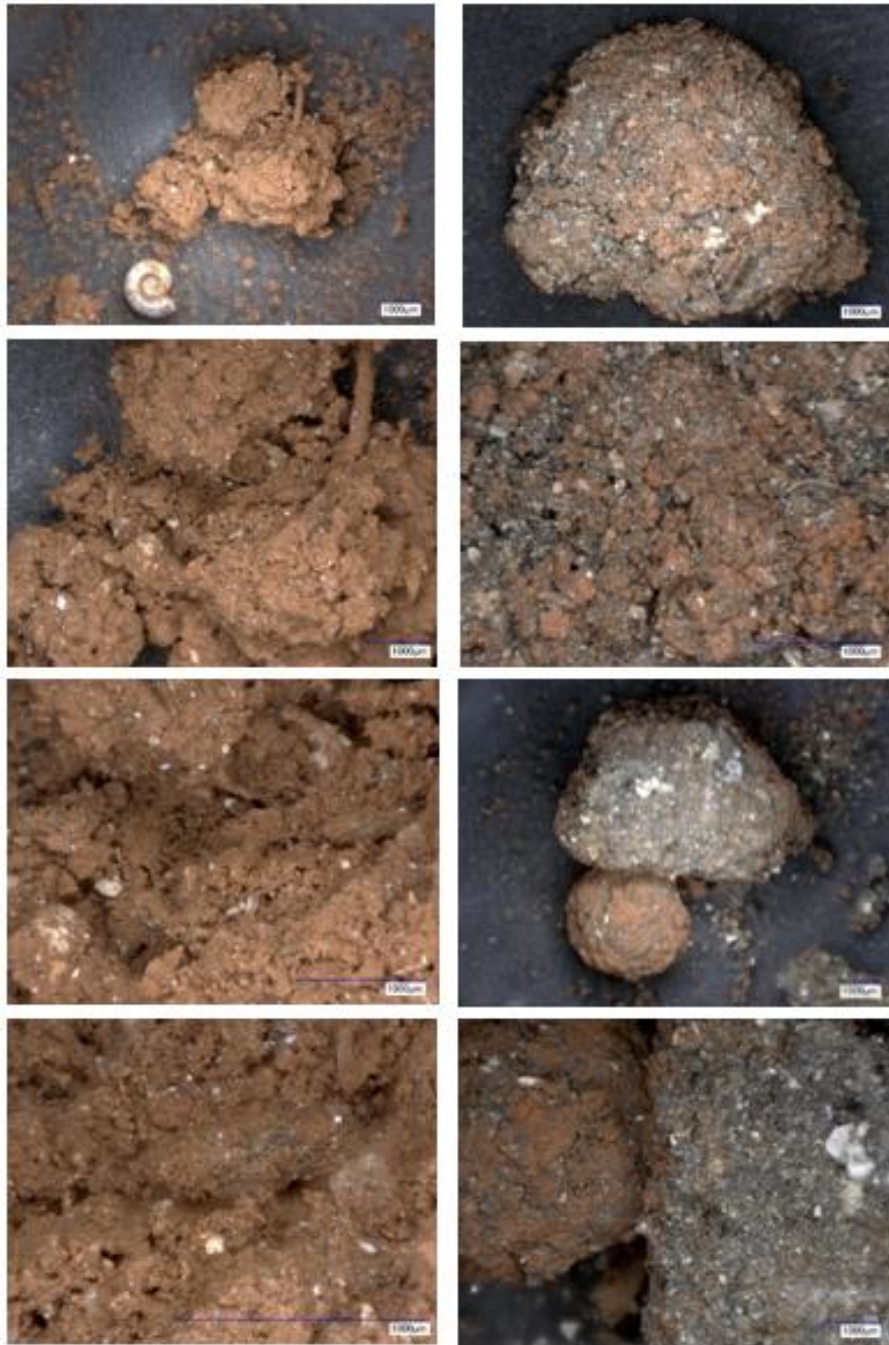
Azok a magok, amelyek virágföldet tartalmazó göb mellé kerültek vagy a csírázás során a gyökere virágföldet tartalmazó göb közelébe került, azok sikerrel kicsíráztak. Az eredmények bizonytalanságának kiküszöbölésére új kísérletet állítottam be, mely során egy új homogenizációs eljárást dolgoztam ki.

4.2 Módszerfejlesztés

„Nedves” keverési eljárás

A „nedves” keverési eljárással létrehozott homogén közeg morzsalékossága is megfigyelhető a 12. ábrán a homogenitása mellett, mely alkalmasabbá teszi a közeget a növényi kultúra termesztésére.

A „nedves” keverési eljárás homogenitásának további vizsgálatához Keyence VHX digitális fénymikroszkópot használtam (19. ábra). A 19. ábra jobb oldali oszlopában a „száraz” keverési eljárással létrehozott talajminta kiszárított részecskéit vizsgálva az RM szemcsék csak a talaj göbök felületén találhatóak meg, elszórtan a talajgöbök belsejében, míg a „nedves” keverési eljárással létrehozott minta (19. ábra bal oszlop) kiszárított részecskéit vizsgálva megfigyelhető, hogy az RM szemcsék nem csak a talajgöbök felszínét fedik be, hanem a talajgöbök pórusait is teljesen kitöltik. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a „nedves” keverési eljárással különböző alkotókkal az RM homogén mátrixá elegyíthető.



19. ábra: A Keyence VHX digitális mikroszkóp képei a két keverési eljárás homogenitását mutatják (balra: "nedves" homogenizálás; jobbra: "száraz" homogenizálás [102]

A létrehozott közegeket tömegállandóságig szárított állapotában is megvizsgáltam. A 20. ábrán megfigyelhető, hogy a jobb oldali „száraz” keveréssel előállított minta nem egységes szerkezetű, míg a bal oldali „nedves” keverési eljárással létrehozott mátrix teljesen egységes homogén mintát alkot.



20. ábra: A „nedves”-, és „száraz” keverési eljárással létrehozott, tömegállandóságig szárított talajhelyettesítő közeg homogenitásának vizsgálata

4.3 Előkísérlet "B"

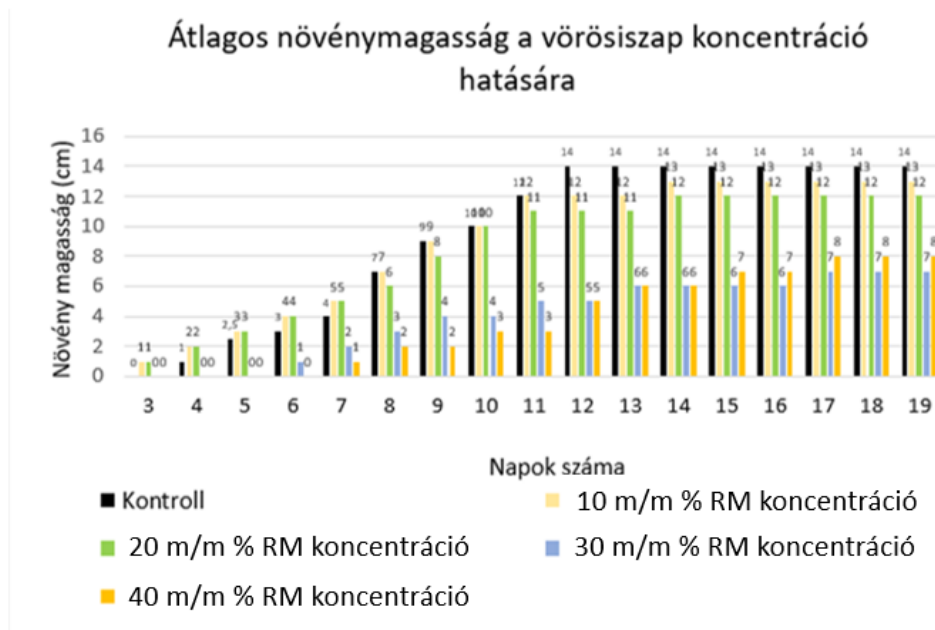
A talajmátrixok különböző RM tartalmának hatása már a csírázás során megfigyelhető volt (21. ábra). A 40-50 m/m% RM tartalom csíragátló hatása már a kísérlet elején megmutatkozott. A csírázás a kontroll mintához képest 2 nappal később indult meg és a növény fejlődési üteme is lassabbnak bizonyult. Az 50 m/m%-os RM tartalom mellett a növények kicsírázást követően elhaltak.



21. ábra: A 40 m/m% RM tartalom melletti csíraszám két ismétlésben

A modell kísérletet a 20. napon megszakítottam, mert a növények elfeküdtek, így a 19. napi mérési adatokat használtam fel eredményekként. A növény nem megfelelő növekedésének egyik oka a nem megfelelő fényforrás biztosítása lehetett. A 4 db 6W 460 LUM Osram izzó (460 lm, 3000 K) nem volt megfelelő a természetes fény helyettesítésére.

A kísérlet során a növények növekedési ütemét mutatja 22. ábra.



22. ábra: Az átlagos növénymagasság a vörösiszap koncentráció hatására a "B" előkísérletben

[102]

A kontrollmintához képest minden különböző RM dózist tartalmazó minta szignifikánsan kisebb növénymagasságot eredményezett. A kezelések összehasonlítása alapján a 30-40 m/m% RM koncentráció kimutathatóan rosszabb hatással volt a növények növekedésére a 10-20 m/m% RM koncentrációt tartalmazó mintákhoz képest. A növekedési intenzitást megfigyelve a 10-20 m/m% RM koncentráció gyorsabb növény növekedést eredményezett a kezdeti időszakban, vagyis az első 7 napban.

A növények gyökérvizsgálata során megállapítható, hogy a 10-20-30-40 m/m% RM koncentráció mellett összefüggő mellégyökérhálózat alakult ki az ültetőedény teljes mélységében, így a 10-20-30-40 m/m% RM koncentráció a növények gyökérzetére gátló hatással nem bír, ugyanakkor megfigyelhető a gyökérzet sűrűség növekedése az RM koncentráció hatásának növekedésével egyenes arányosságban (23. ábra). Ez az RM lúgos hatására adott növényi válasz reakció. A nem optimális körülmények között stressz

állapotban, több gyökérszet fejlődik a megfelelő mennyiségű tápanyag felszívás biztosítása érdekében. Az 50 m/m% vörösiszapot tartalmazó növény minták megbontása során növényi gyökeret nem találtam az edényben.



23. ábra: A fehér mustár (*Sinapis alba*) teszt növény gyökérszetének vizsgálata a „B” előkísérlet 15 m/m% vörösiszapot tartalmazó talajmátrixában

A közeg megbontása során megfigyeltem a talajközeg morzsalékosság jegyeit, így a nedves keverési eljárás megfelelő eljárásnak bizonyult a vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegek homogén mátrixának előállításához [77][102].

4.4 I. kísérlet

Vörösiszapot és szennyvíziszapot / balatoni iszapot tartalmazó mikrokozmosz kísérlet

Az ültetés előtti és az aratás / betakarítás utáni mérési eredményeket összehasonlítva nem volt megfigyelhető / szignifikáns változás a talajkeverékek általános tulajdonságaiban vagy elemösszetételének vizsgált paramétereiben. A 12. táblázat az általános tulajdonságokat, a 13. táblázat pedig a vizsgált komponensek mennyiségét mutatja. Az összehasonlítás érdekében a táblázatokban az RM jellemzői is szerepelnek.

A kísérletet a talajhelyettesítő közegek általános fizikai paramétereinek vizsgálatával kezdtem meg (12. táblázat).

12. táblázat: Az I. kísérletben vizsgált talajmátrixok általános tulajdonságai

Paraméter	pH	EV	TS	LOI	WHC	CaCO ₃	hy	n
	H ₂ O	μS/cm	%	%	%	0-3	g	%
0. nap								
RM	11.9	2260	0.06	9.03	76	3	-	30.4
BI	7.8	644	<0.02	7.18	85	3	1.8	58.4
SZI	7.1	339	<0.02	28.00	-	3	2.0	42.0
30. nap								
K_{IAB}	7.4	1906	0.04	40.29	158	3	6.1	72.7
BIRM15	8.0	1056	<0.02	19.58	54	3	3.1	57.5
BIRM30	8.1	1257	<0.02	17.47	81	3	3.1	41.7
SZIRM15	7.6	670	<0.02	7.48	56	2	0.7	40.9
SZIRM30	7.9	807	<0.02	6.80	62	2	1.4	43.1

Az RM hozzáadása minden esetben növelte a talajkeverékek pH értékét. Mindkét esetben a magasabb RM tartalom, magasabb pH értéket eredményezett. Valamennyi létrehozott talajmátrix pH értéke 30 nap után sem haladta meg a pH 9 értéket, ami a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben megjelölt földtani közegek pH küszöbértéke. Vagyis, az RM az alkalmazott talajhelyettesítő közegekben megfelelő kémhatást biztosított.

Az izzítási veszteség a K_{IAB} minta esetében a legmagasabb, a SZIRM közegeknél a legalacsonyabb volt. A balatoni-iszapot tartalmazó mintákhoz képest a SZIRM minták LOI értéke körülbelül a felére csökkent, ami megfelel annak, hogy a SZIRM talajok esetében a talaj-iszap arányt 2:1-re növeltem a BI keverékeknél alkalmazott 1:1 helyett.

Magasabb elektromos vezetőképességi értéket mértem a BIRM talajmintákban, mint a SZIRM minták vizsgálata során. Az RM hatása egyértelműen kimutatható, de a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott határértéket (2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) egyik esetben sem haladta meg.

A maximális víztartó képesség a Kontroll mintában volt a legmagasabb, és mindkét helyettesítő talajtípusban alacsony értékeket mértem. Az RM pozitív hatással volt a talajhelyettesítő közegek WHC értékeire. Az értékekből látható, hogy az RM mennyiségével a maximális víztartó képesség értéke is növekszik. Ez annak köszönhető, hogy az RM nagyon jó vízmegtartó képességgel rendelkezik mindaddig, míg telített állapotba nem kerül. A h_y értékeket figyelembe véve az RM javította a keverékeket alkotó többi iszaptípus Higroszkóposági tulajdonságát. Ez az SZIRM keveréknél figyelhető meg a leginkább.

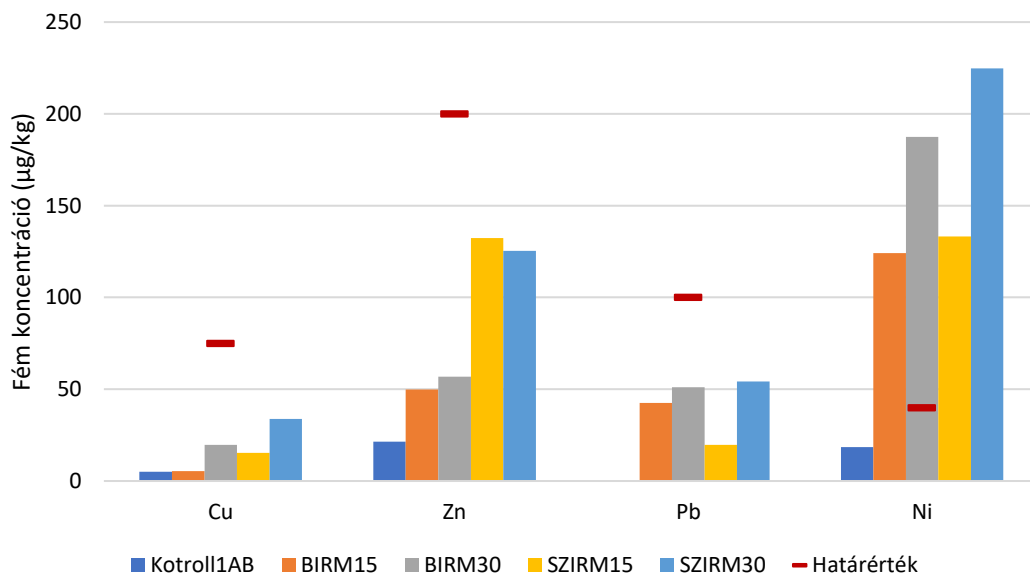
A kísérlet eredményei azt mutatják, hogy a létrehozott iszaphulladékokat tartalmazó talajközeg nem mutatott jelentős romlást a kontroll mintát képviselő virágföld tulajdonságaihoz képest a kísérlet során. Megállapítható, hogy több esetben az RM javította annyira a keverékeket alkotó többi iszaptípus alaptulajdonságát, hogy a *Sinapis alba* tesztnövény számára megfelelő talajhelyettesítő közeget alkosson.

A talajmátrixok elemtartalmát illetően (13. táblázat) megállapítható, hogy a szennyvíziszapot tartalmazó minták foszfortartalma magasabb volt, ami érthető, figyelembe véve, hogy az aktív iszap a felelős (részben) a 0,6-2,8 % között P tartalom eltávolításáért a szennyvíztisztítás során [105]. A kontroll és a balatoni-iszapszámíték tartalma megközelítőleg azonos, míg a SZIRM közegekben mért értékek alacsonyabbak voltak. A káliumszintek tekintetében ennek ellenkezője tapasztalható. A vas-, mangán-, ólom- és réztartalom mindkét közegben az RM koncentrációval együtt emelkedik. A szilícium mennyisége ugyanakkor csökken a talajkeverékek RM tartalom emelkedésével. A SZIRM minták szilícium tartalma csaknem kétszeres mennyiséget mutat a BIRM mintákhoz képest. Az RM alumíniumtartalma megközelítőleg 4% volt, ami a 30% RM-et tartalmazó szennyvíziszapos közegben maximum 3,3%-ra csökkent, ami arra utal, hogy a szennyvíziszap körülbelül ugyanannyi alumíniumot tartalmazott. Ennek oka, hogy alumíniumtartalmú koagulálószeret használtak a foszfor eltávolítására és az iszap stabilizálására.

13. táblázat: A talajközegek elemösszetétele az I. kísérletekben az XRF-eredmények alapján (1 mg/kg = 1 µg/g) [102]

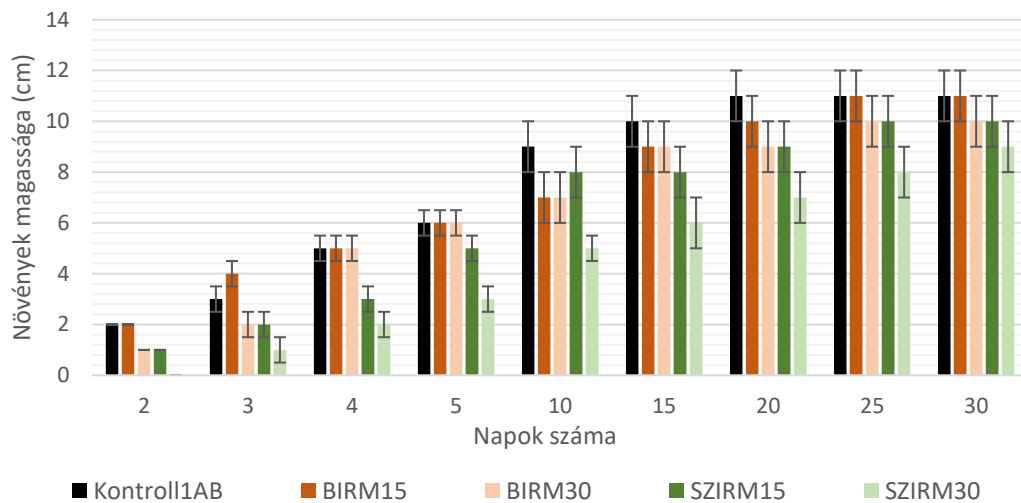
Elem		RM	K _{IAB}	BIRM15	BIRM30	SZIRM15	SZIRM30	Határérték (mg/kg) (6/2009. (IV.4.))
P	%	0,081	0,026	0,008	0,034	0,232	0,234	-
S	%	0,520	0,620	0,610	0,710	0,240	0,210	-
K	%	0,030	0,070	0,280	0,390	1,050	1,020	-
Ca	%	7,200	15,850	12,140	12,010	6,530	6,890	-
Mg	%	0,240	0,120	0,200	0,220	0,190	0,220	-
Al	%	3,370	0,010	0,480	1,200	3,000	3,300	-
Fe	%	22,200	1,480	6,220	9,380	6,270	10,500	-
Si	%	3,990	3,260	7,460	7,350	14,110	12,310	-
Mn	µg/g	1689	861	1004	1227	758	1211	-
Cu	µg/g	29,3	5,1	5,3	19,6	15,4	33,8	75,0
Zn	µg/g	135,8	21,5	49,9	56,8	132,4	125,3	200,0
Pb	µg/g	108,0	<5,1	42,5	51,1	19,6	54,3	100,0
Ti	µg/g	23250	757	7591	11110	7761	12820	-
Ni	µg/g	393,7	18,5	124,2	187,4	133,3	224,7	40,0

A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közegek szennyezéssel szembeni határértékek között csak néhány általam is vizsgált elem szerepel, és csak a nikkell koncentrációja haladja meg ezeket az értékeket (24. ábra). Annak ellenére, hogy nincs jogszabályi határértéke, a titán a Kontroll talaj kivételével minden mintában kiemelkedő mennyiségben van jelen. A titánról ismert, hogy a talajban is antibakteriális hatású [106], de a növények növekedésére is kedvezően hat [107]. A Titanorészecskékről azt is megállapították, hogy csökkentik az ólomfelvételt és enyhén növelik a kadmium felhalmozódását a növényekben [108]. Ez arra utal, hogy még ha a talaj általános minősége nem is optimális, az RM titán tartalma javíthatja a növényhozamot.



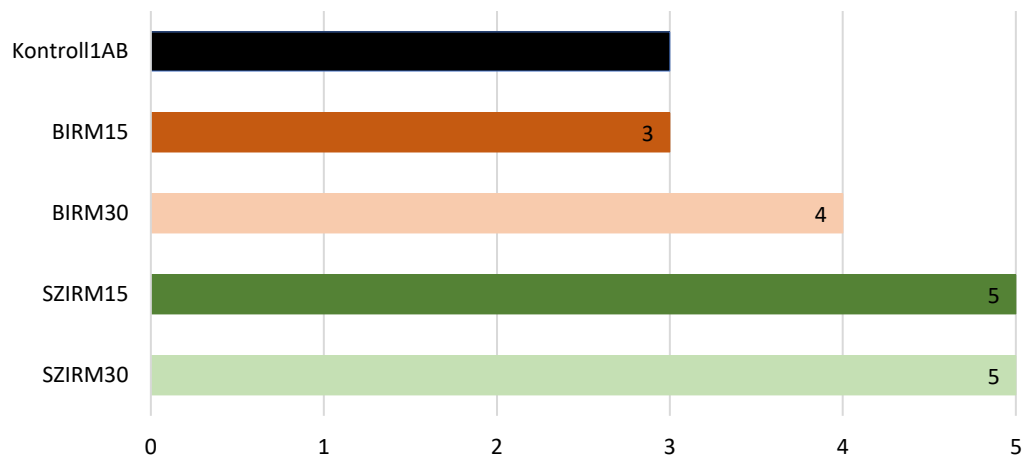
24. ábra: A talajközegek elemösszetétele a réz, cink, ólom és nikkell tekintetében a különböző keverékekben és a hozzájuk tartozó küszöbértékek a 6/2009. (IV.4.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján [102]

A növények növekedési üteme a 25. ábrán látható. A legjobb eredményt az SZIRM15 kezeléssel értem el, ebben az esetben a hajtások ugyanolyan magasak voltak, mint a Kontroll minta esetében. A maximális magasság 10 cm volt, amelyet először a Kontroll minta ért el a 12. napon, nyolc nappal később az SZIRM15 növények ugyanezt a szintet érték el, de a többi kezelés növényei kisebbek voltak. A leglassabb növekedési ütemet az SZIRM30 kezelés mutatta. A BIRM kezelés magassági értékek a kísérlet elején körülbelül háromszor nagyobbak voltak, mint az SZIRM eredményei, de a 9. nap körül a szennyvíziszapos közegben lévő növények felzárkóztak. A magasabb RM arány alacsonyabb magasságokat eredményezett mind az SZI, mind a BI keverékben.



25. ábra: Az RMhatása a növények növekedési ütemére [102]

A biomasszatermés alapján a cserepekben 1-5-ig terjedő skálán értékeltem a növényborítottságot és a gyökérsűrűséget, ahol az 5 a legsűrűbb értéket mutatta (26. ábra). Ami a növényborítottságot illeti, az SZIRM növényminták jelentős különbségeket mutattak; a hajtások előrehaladottabbak és sűrűbbek voltak, annak ellenére, hogy alacsonyabbra nőttek, mint a BIRM kezelésekben. A BIRM kezelések teszt növényei nem mutattak szignifikáns különbséget a Kontrollhoz képest.



26. ábra: Teszt növények gyökérzetének fejlettsége és sűrűsége (1-5) [102]

A gyökérsűrűség tekintetében a Kontroll és az SZIRM minták közötti különbség jelentős. Az SZIRM-kezeléssel kezelt gyökerek hosszúak és dúsak voltak, így a gyökerek sérülés és szakadás nélküli kiszabadítása bonyolult feladatnak bizonyult. A Kontroll mintához képest az BIRM kezelések általában csak kis mértékben voltak pozitív hatással a gyökérfejlődésre és a gyökérsűrűsége. Kiemelkedő gyökernövekedést csak az SZIRM kezelések eredményeztek.

A szakirodalomban található információk alapján, a fent bemutatott biomassza hozamokat sokkal magasabb RM koncentrációt tartalmazó talajokban érték el. A területegységre vetített RM tartalom tömegegységre számítva a 15%-os RM arány 4,8 kg/m²-nek, a 30%-os pedig 9,6 kg/m²-nek felel meg. Ezek az értékek jelentősen magasabbak, mint a [54] talajjavításra vonatkozó javaslata.

A növények lassabb növekedése feltételezhetően részben az SZIRM-kezelések alacsonyabb szervesanyag-tartalmának köszönhető (virágföldet és a szennyvíziszapot egyenletesen, 2:1 arányú keverék), és a fémek toxicitási hatása is szerepet játszhatott ebben. E hipotézisem tesztelése érdekében a növények morfológiai vizsgálatát követően megvizsgáltam a növények elemtartalmát is A 14. táblázatban szereplő eredmények a vizsgált komponensek mért értékét mutatják. Az optimális értékeket is feltüntettem az összehasonlítás érdekében.

14. táblázat: A vizsgált növények elemösszetétele a különböző kezelésekben az XRF-eredmények alapján [102]

Elem		K _{IAB}	BIRM15	BIRM30	SZIRM15	SZIRM30	Optimális [109]
P	%	1,64	1,3	1,47	1,95	1,79	1-5
S	%	8,33	6,71	7,13	3,62	3,0	0.2-0.7
K	%	2,47	2,51	2,93	2,55	2,53	1-5
Ca	%	10,65	6,29	6,32	5,56	4,22	11
Mg	%	0,97	0,75	0,94	0,96	0,75	1,8
Al	%	0,07	0,06	0,1	0,09	0,07	-
Fe	%	0,09	0,91	1,87	1,4	2,63	>0.05
Si	%	0,03	0,05	0,07	7,31	8,69	3-5
Mn	µg/g	<11	123	264	235	348	20-500
Cu	µg/g	<5	<5	<5	5,0	12	2-20
Zn	µg/g	109	132	128	235	186	25-150
Pb	µg/g	18	18	22	8,0	30	<20
Ti	µg/g	82	932	2639	2809	3793	-
Ni	µg/g	<5	11	25	17	46	<50

A Loch és Nosticzius [110] által megadott átlagos tápanyagtartalom alapján a kálium- és a foszfortartalom (mind a kettő makrotápanyag) megfelelő mennyiségben volt jelen a vizsgált növényekben, előbbi 2,5-2,9%, utóbbi 1,3-2,0% között volt. Ennek ellenére a fiatal növények tápanyagszükséglete miatt magasabb értékeket vártam volna [111].

A BIRM kezelésekhez képest az SZIRM kezelések magasabb Si- és P-tartalommal rendelkeztek. Ez részben a talaj magasabb P-tartalmának volt köszönhető, de a biokoncentrációs tényezőtől ítélve a Si felhalmozódása lehetett a biomassza növekedésének másik oka (27. ábra), mivel a műtrágyák szilícium tartalma fokozza a

növények foszforfelvételét [112]. Ha P-hiány lépett volna fel, akkor a növény növekedése lelassult és morfológiailag deformált lett volna [109].

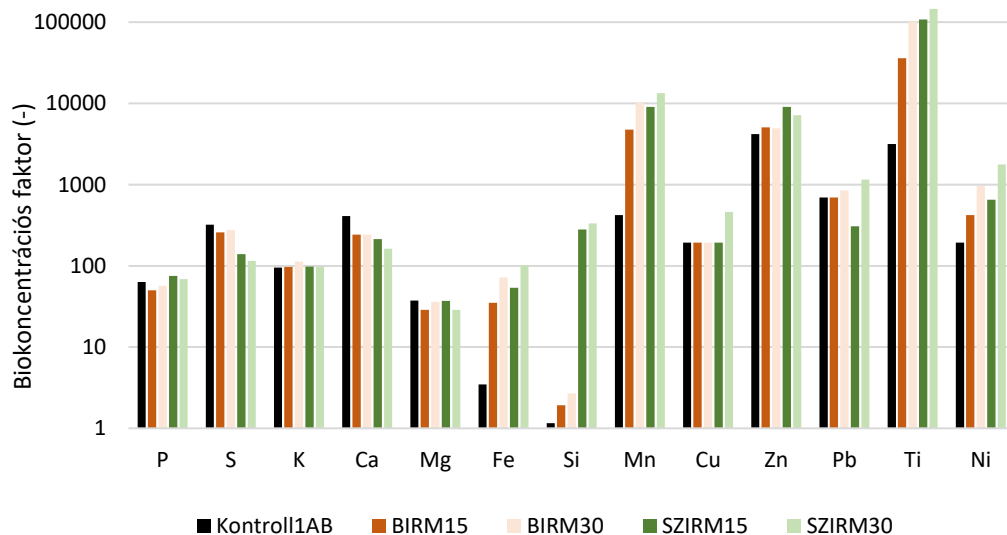
A Kontroll és a BIRM kezelések hatására a növények szára vékony volt, a levelek kicsinek és fejletlennek tűntek, míg az SZIRM kezelések hatására a növényi hajtások vastagabbnak és sűrűbbnek tűntek, bár a Kontroll mintához képest alacsonyabbak voltak.

A Ca-tartalom a talaj CaCO_3 -tartalmával magyarázható, amely a kezelések hatására csökkent, mivel a közegek összetevői nem tartalmaztak nagy mennyiségű CaCO_3 -ot. A Kontroll növényekben magas Ca-tartalmat mértem, ami a kísérletekhez használt virágföld magas kalciumtartalmával és a növények fiatal korban jelentkező magasabb kalciumigényével magyarázható [109]. A biokoncentrációs tényező azt mutatja, hogy a kalciumfelvétel némileg gátolt volt. A magnézium, mely mezoelem, a kísérleti növényekben a növekedéshez elegendő mennyiségben volt jelen. A kén-tartalom a mustármag csípős aromáját okozó kén-tartalmú glükozidok miatt volt ilyen kiemelkedő mennyiségben jelen [113], ami megmagyarázza az egyes keverékek tízszer magasabb értékeit a [109] által egy általános fiatal növényre meghatározott optimális értékhez képest.

A talajközegekben lévő Al mennyisége nem befolyásolta a növények Al felvételét, mivel a növényi mintákban mért Al százalékos aránya 0,06-0,10% (600-1000 mg/kg) volt, de nem mutatott szoros összefüggést a RM - tartalommal. Összehasonlításképpen: a világ különböző részein a talaj Al-tartalma 0,05%-tól 31,7%-ig terjedhet (ez utóbbi szélsőséges példa Hawaiiin) [114]. Az Al fitotoxicitása savas (<5 pH, [109]) és erősen lúgos (> 9 pH, [115]) talajokban egyaránt előfordul. Brautigán [115] szerint, a fitotoxicitás kevésbé az Al mennyisége miatt következik be, inkább az alumínium fajtái ($\text{Al}(\text{OH})_x$) vannak rá hatással. Az Al toxicitását a növényfajok között változóan befolyásolja a talajban lévő anionok és kationok típusa és száma. Az Al^{3+} gátolhatja a Ca^{2+} felvételét (savas körülmények között), és ortofoszfáttal csapadékot képezhet [116]. Az Al-fitotoxicitás tünetei először a gyökerekben jelennek meg, a gyökerek hossznövekedése lecsökken, a gyökér megvastagodik és a gyökércsúcs elhal. Mindazonáltal egyes növények képesek akkumulálni az Al-t a szöveteikben, ezért a hosszú távú expozíció növelheti a növényben lévő Al mennyiségét, és potenciálisan károsíthatja a gyökérfejlődést [117]. A vizsgálati időszak alatt, ilyen jellegű morfológiai változást nem figyeltem meg.

A nyomelemek (cink, réz és mangán) tekintetében egyértelmű, hogy az RM és a szennyvíziszap koncentrációja nem befolyásolta negatívan a tesztnövények

nyomelemtartalmát. A mangán esetében a Kontroll növényben hiány mutatkozott, amit a RM-tartalmú kezelések orvosoltak. A toxikus elemek tekintetében a Kontroll mintához képest a kezelések növényeiben a titánnal és a szilíciummal együtt az ólom és a nikkell mennyisége is növekedett. A minták ólomtartalma a 15% RM-t tartalmazó talajok esetében a küszöbérték alatt volt, de a 30%-os RM kezelés esetén az optimális értéket meghaladta. Ennek ellenére a minták Pb-tartalma még mindig alacsonyabb volt, mint az autópályák menti növényeké (30-100 µg/g Pb-koncentráció) [118], és a BCF-értékek minden minta esetében körülbelül azonosak voltak. A növények ólomfelvétele elsősorban a Ca anyagcserét zavarja meg, csökkenti a CO₂-felvételt, ezáltal a fotoszintézist is. Ez magyarázhatja a Ca-tartalom drasztikus csökkenését az SZIRM30 kezelésekben a Kontroll növényhez képest [110]. A talajminták magasabb, Ni-tartalma nem eredményezett határértéket meghaladó koncentrációkat (14. táblázat) sőt, Förstner [118] szerinti 20-30 µg/g Ni közötti értéket csak egy esetben mértem túl. Az SZIRM30 minták esetében a Ni 46 µg/g volt, de az egy hónapos tenyészidőszak alatt a Ni-toxicitásra utaló nyilvánvaló tüneteket (vashiány vagy a fotoszintézis gátlása [119]) nem észleltem, kivéve a lassabb növekedési ütemet, amihez ugyanakkor magasabb borítottság társult.



27. ábra: A vizsgált elemek biokoncentrációs tényezői a különböző talajkeverékekben [102]

4.5 II. kísérlet.

Vörösiszapot és komposztot tartalmazó mikrokozmosz kísérlet és gyökérszóna mikrobiom vizsgálat

A vörösiszapot különböző koncentrációban és komposztot tartalmazó talajhelyettesítő közeg előállításánál a „nedves” keverési eljárás hatékonyabbnak bizonyult. A talajmátrixok textúrája az összes komponens összekeverése után is homogén maradt. A talajkeverék meghatározott alapparaméterei, mint a nedvességtartalom, a pH, a víztartó képesség és az alapvető makro- és mikroelem összetételek alapján a keverékek megfelelő szubsztrátnak bizonyultak a *Sinapis alba* tesztnövény növekedésének vizsgálatához (15. táblázat, 16. táblázat és 17. táblázat). A frissen készített talajkeverékek lúgossága (0. nap) az RM tartalom növekedésével párhuzamosan nőtt (15. táblázat), de még 30%-os RM-tartalom esetén sem haladta meg a pH=9,5 értéket (KRM30-S minta az 15. táblázatban), ami a 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet szerint a komposzt vagy talajjavító anyag elfogadható engedélyezési határértéke.

15. táblázat: A II. kísérletben vizsgált talajok általános tulajdonságai a kísérlet elején és végén

Közeg	pH			OP (mg/kg)			N %	WHC %
	0. nap	30. nap	Δ pH	0. nap	30. nap	Δ OP	0. nap	0. nap.
RM	11.9			0.1			30.4	76
Virágföld	7.4			40.1			72.6	158
Komposzt	8.1			21.5			31.4	144
KK-S	8.3	7.9	0.4	46.4	2.7	43.7	55.9	144
KRM15-S	8.5	8.1	0.4	20.4	1.1	19.3	52.7	126
KRM30-S	9.0	8.3	0.7	11.1	0.6	10.4	57.2	125

A P, K (elsődleges), Mg, Ca, S (másodlagos) makro-, míg a Fe, Cu, Mn, Zn, Ni a legfontosabb mikrotápanyagok, amelyekre a növények megfelelő növekedéséhez szükség van [120]. Mind a vízben oldható, mind az összes P-tartalmat megmértem az egyes talajkeverékek esetében. A legmagasabb vízben oldódó ortofoszfát (OP) koncentrációt ($40,1 \pm 0,1$ mg/kg) a virágföldben mértem (15. táblázat). A komposzt OP-

koncentrációja ($21,5 \pm 2,0$ mg/kg) elmaradt a virágföldtől, valószínűleg azért, mert nagy része még mindig makromolekulákhoz kötött állapotban volt, amelyek a komposzt érési folyamata során nem bomlottak le. A RM oldható ortofoszfát-tartalma és teljes P-tartalma egyaránt nagyon alacsony volt a másik két közeg P-tartalmához képest ($0,1 \pm 0,0$ mg/kg, illetve 0,05 %) (15. táblázat és 16. táblázat). A kísérlet elején nem volt szignifikáns különbség a Kontroll ($0,95 \pm 0,05$ %) és a KRM15 talajkeverékek ($0,91 \pm 0,05$ %) összes P-tartalma között az XRF-mérések alapján (16. táblázat).

Az OP-tartalom az RM-tartalom növelésével csökkent (15. táblázat), ami a KRM30 talajkeverék esetében nagyon alacsony koncentrációt ($11,1 \pm 1,3$ mg/kg) eredményezett a kontroll és a KRM15 keverékekhez képest.

A kálium (K) a foszfor mellett az egyik legfontosabb makrotápanyag, amely biztosítja a növények optimális sejtnövekedését és fejlődését [121]. A K a fehérjeszintézis, a cukortranszport, a N- és C-anyagcsere aktivátora, valamint a fotoszintézis fontos szabályozója [43]. A talajmátrixok K-tartalmát elsősorban a komposzt tartalom befolyásolta, annak magas K-tartalma miatt ($2,84 \pm 0,03$ % 18. táblázat). A Ca (a normál sejtfalszintézishez szükséges és a növényben hírvivő ionként szolgál, [120] és S (aminosavak, kloroplasztiszok, szulfatidok, vitaminok, koenzimek és proszтетikus csoportok alkotóeleme, valamint fontos a növényi stresszre adott válaszoknál is, [122]) tartalmát a komposzt és a virágföld keverékekben lévő összesített aránya szabályozta, mivel a RM koncentrációja alacsony volt ezen elemek tekintetében (16. táblázat). Az összes Mg (a klorofill megfelelő fotoszintézist befolyásoló kofaktora, [123]) szintjét a talajkeverékek esetében az összes komponens befolyásolta (16. táblázat).

16. táblázat: A talajkeverékek makrotápelem összetétele a kísérlet elején és végén az XRF mérés alapján

Elem	P %	S %	K %	Ca %	Mg %
RM	0.05	0.82	0.01	6.55	0.21
Komposzt	1.29	1.38	2.84	19.49	0.3
Virágföld	0.67	9.8	1.18	30.03	0.53
KK-NS-0	0.95	1.2	2.61	18.84	0.24
KK-S-30	1.08	1.52	2.02	16.81	0.19
KRM15-NS-0	0.91	1.96	2.28	15.7	0.43
KRM15-S-30	0.86	1.95	1.8	16.55	0.42
KRM30-NS-0	0.41	1.16	1.03	9.14	0.26
KRM30-S-30	0.3	0.89	0.8	8.53	0.23
Határérték (mg/kg) ^a	-	-	-	-	-

A táblázatban szereplő rövidítések: NS= talajkeverék *Sinapis. alba* magok nélkül, háttérmenták; S= talajkeverék *Sinapis alba* magokkal beültetve; 0= 0. nap, a kísérlet kezdete; 30= 30. nap, az inkubációs idő vége.

Az RM magas Fe tartalma befolyásolta a kezelt talajokban mért összes Fe-%-át. Bár a Fe számos fontos anyagcsere-folyamatban vesz részt, mint például a fotoszintézisben, a kloroplasztiszok fejlődésében, a klorofill bioszintézisében [124], túlzott jelenléte esetén a citotoxikus lehet [125]. A Fe túlzott rendelkezésre állása negatívan befolyásolhatja a P, K, Ca, Mg és Zn növények általi felvételét [126]. A kísérlet során, bár a KRM15 és KRM30 talajkeverékek komoly mennyiségű összes Fe-t tartalmaztak ($12,01 \pm 0,8$ % és $16,75 \pm 0,3$ % 17. táblázat), az oldhatósága elhanyagolható a közegekben mért magas pH miatt.

A talajkeverékek Al-tartalma csak az RM-ből származhatott (17. táblázat). Foy és Fleming [127] eredményei azt mutatták, hogy az Al túlzott felvétele az alacsony pH-jú talajban a Ca, Mg, K, P, Fe anyagcsere gátlás hatása miatt toxikus lehet. Mivel az általam mért talajkeverékek kiindulási pH-ja lúgos volt így, a szóban forgó gátló hatás nem érvényesült.

A Ni mint a növényi ureáz enzim kofaktora fontos mikrotápanyag [128], de feleslegben több okból is toxikus lehet a növény számára [129]. Rautaray [130] bizonyította, hogy a Fe-hoz és az Al-hoz hasonlóan a Ni toxicitási tünetei is csak savanyú talajon termesztett növényeknél figyelhetők meg. Bár a talajkeverékek Ni-koncentrációja meghaladta a 6/2009. (IV.4.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott értéket minden esetben (17. táblázat), a Ni-tartalom még mindig a különböző talajok esetében meghatározott átlagos tartományban volt (15-420 mg/kg, [131]).

17. táblázat: A talajkeverékek mikrotápelem és nehézfém tartalma a kísérlet elején és végén az XRF mérés alapján

Elem	Al %	Fe %	Si %	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Pb mg/kg	Ti mg/kg	Ni mg/kg
RM	3.29	24.72	3.18	31	153.87	120.43	22506	453.77
Komposzt	0.01	1.99	12.52	74.93	292.17	35.73	2354	48.23
Virágföld	0.29	6.54	14.6	51.8	144.93	81.3	3794	142.4
KK-NS-0	0.05	2.4	14.98	77	274.3	37.33	2936	51.63
KK-S-30	0.01	2.41	15.31	65.57	321	32.37	2193	51.57
KRM15-NS-0	2.56	12.01	11.24	67	229.3	104.15	16165	252.75
KRM15-S-30	1.88	11.7	10.41	83.13	308.23	96.7	15486	224.07
KRM30-NS-0	2.62	16.75	5.8	52.37	200.87	105.77	15486	315.53
KRM30-S-30	2.85	16.14	5.79	48.23	256.33	95.23	14650	277.8
Határérték (mg/kg)^a	-	-	-	75	200	100	-	40

A táblázatban szereplő rövidítések: NS= talajkeverék *Sinapis. alba* magok nélkül, háttérminták; S= talajkeverék *Sinapis alba* magokkal beültetve; 0= 0. nap, a kísérlet kezdete; 30= 30. nap, az inkubációs idő vége.

4.5.1.1 A vörösiszap hatása a talajkeverékek mikrobiom-diverzitására

A tesztnövény tartalmazó és nem tartalmazó talajkeverékek (háttérkeverékek) mikrobiom diverzitását a 30. napon határoztam meg. A kapott Shannon-diverzitási indexek (H) alapján megállapítottam, hogy az inkubációs időszak végén (30 nap) nem volt szignifikáns különbség a talajkeverékek között. Ez az eredmény azt mutatta, hogy egyik alkalmazott RM mennyiség sem bizonyult toxikusnak a fauna mikrobiomjára, annak ellenére, hogy a KRM30 keveréknek magas volt az összes Fe, Al, Ni és Ti (bizonyos esetekben antibakteriális tulajdonsággal rendelkező, [106]) tartalma. A Simpson-féle dominancia indexek (D) alapján az RM 15%-os tartalma még kedvezően is hatott, növelve egyes baktériumfajok dominanciáját és egyes baktériumok diverzifikációjára (18. táblázat).

18. táblázat: A talajkeverékek mikrobiomjának Shannon-diverzitása és Simpson-indexe a 30. napon a nemzetségek szintjén

Közeg	H	D
KK-NS	6.0 ± 0.1	82.5 ± 4.2
KK-S	6.0 ± 0.1	92.0 ± 5.8
KRM15-NS	6.2 ± 0.1	120.4 ± 8.6
KRM15-S	6.1 ± 0.1	150.1 ± 6.1
KRM30-NS	6.1 ± 0.1	87.2 ± 12.4
KRM30-S	6.0 ± 0.1	136.0 ± 23.1

A *Sinapis alba* termesztése minden esetben növelte a D indexeket a háttérmintákhoz képest. A talajkeverékek esetében a RM-tartalom növekedésével a *Sinapis alba* pozitív hatása egyes baktériumfajok szelekciójára fokozódott. A D-index értéke jelentősen megnőtt a KRM15 és a KRM30 esetében a növény mentes háttérmintákhoz képest.

Az összes vizsgált talajmátrixban az inkubációs idő végén a *Proteobacteria*, *Firmicutes* és *Actinobacteria* baktériumtípusok domináltak. Ez jól összhangban volt DeAngelis és munkatársai eredményeivel (19. táblázat), mivel ezek a törzsek viszonylag gyakran fordulnak elő a normál talajokban. A két legdominánsabb törzs (*Proteobacteria*, *Firmicutes*) relatív gyakorisága közel volt egymáshoz a KK-NS, KRM15-NS és KRM30-

NS háttér talajminták esetében (19. táblázat). Az *Actinobacteria* törzs az inkubációs idő végére az RM mennyiség növelés hatására gazdagodott. (19. táblázat).

19. táblázat: Talajkeverékek mikrobiom-összetétele. Relatív abundanciák törzsszinten

Törzs	KK-NS	KRM15- NS	KRM30- NS	KK-S	KRM15-S	KRM30- S
	Relatív gyakoriság (%) 30 napos inkubáció után					
<i>Proteobacteria</i>	32.0 ± 1.9	33.2 ± 1.9	30.3 ± 1.8	32.0 ± 2.2	40.0 ± 2.5	44.7 ± 5.0
<i>Firmicutes</i>	22.9 ± 1.3	21.9 ± 1.3	22.9 ± 1.3	22.3 ± 1.2	12.7 ± 1.0	10.5 ± 1.2
<i>Actinobacteria</i>	12.8 ± 0.7	15.7 ± 0.9	16.7 ± 1.0	12.3 ± 2.7	9.4 ± 2.8	13.8 ± 3.7
<i>Bacteroidetes</i>	8.9 ± 0.5	9.3 ± 0.5	6.3 ± 0.4	10.6 ± 2.5	17.1 ± 1.7	12.1 ± 2.6
<i>Planctomycetes</i>	7.6 ± 0.4	6.3 ± 0.4	5.1 ± 0.3	7.7 ± 0.7	7.3 ± 1.1	3.7 ± 0.8
<i>Acidobacteria</i>	3.7 ± 0.2	3.6 ± 0.2	4.4 ± 0.3	3.4 ± 0.2	2.2 ± 0.5	2.4 ± 0.4
<i>Verrucomicrobia</i>	3.5 ± 0.2	3.1 ± 0.2	3.2 ± 0.2	3.7 ± 0.4	6.2 ± 0.4	6.1 ± 2.1
<i>Chloroflexi</i>	2.1 ± 0.1	2.5 ± 0.1	2.3 ± 0.1	2.2 ± 0.2	1.4 ± 0.2	1.5 ± 0.4
<i>Összes többi</i>	6.5 ± 0.1	4.4 ± 0.1	8.8 ± 0.1	5.8 ± 0.1	3.7 ± 0.1	5.2 ± 0.1

4.5.1.2 A vörösiszap hatása a növény növekedésére és morfológiai jegyeire

A teszt növények növekedésének és morfológiai fejlődésének nyomon követésére új módszert alkalmaztam, a növények fényképezésével. A zöld pixelek számát az egyes képeket felépítő összes pixelből határoztam meg, amelyeket kiválasztott napok (6, 16, 21 és 30) vizsgáltam meg (28. ábra).



28. ábra: A növény növekedésének megfigyelése a 30. napon

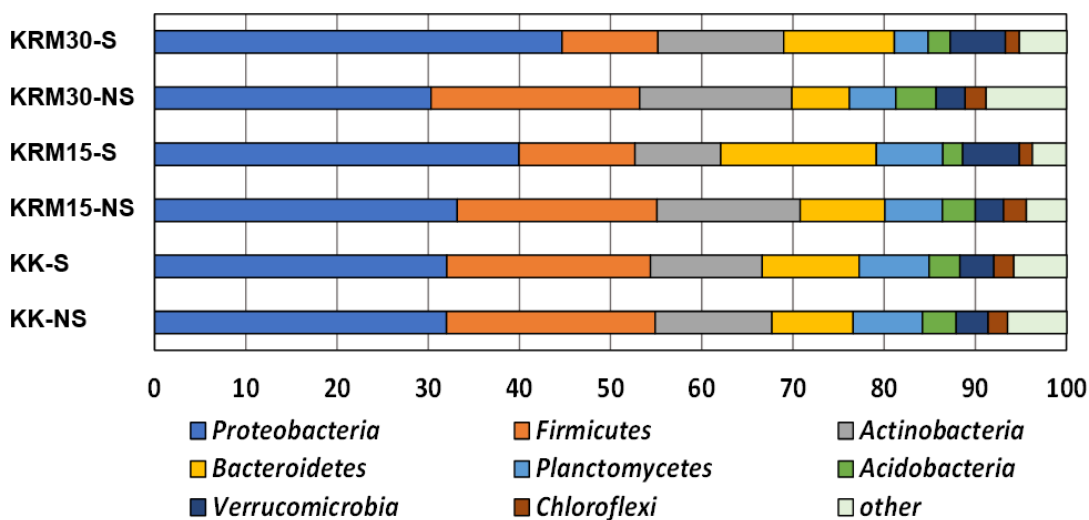
A zöld pixelek százalékos aránya az adott növény hajtásrendszerének (levelek és szárak) állapotát jelzi. A magok csírázása a KK esetében 3-4 nappal korábban történt, mint a RM kezelések esetében. A magas sótartalom miatt a RM kezelésekbe ültetett tesztnövények fokozott Na-felvételét mértem pásztázó elektronmikroszkóppal (20. táblázat). A *Sinapis alba* szövetekben a megemelkedett Na-koncentráció lassíthatja a csírázást a RM kezelésekben, ami néhány napos késést okozhat a növekedésben [132]. Bár a sűrűségindex a 30. napon közel 50%-os különbséget adott a KK és a RM kezelések esetében a *Sinapis alba* növények alakján elváltozást nem figyeltem meg. A két RM kezelés esetében nem volt kimutatható változás a növények fejlődésében.

20. táblázat: A *Sinapis alba* tesztnövények elemösszetétele. SEM eredmények

	K	Na	Ca	Mg	S	P	Si	Fe	Al
	w/w%								
KK	33.3	1.3	5.9	2.6	2.7	1.4	0.4	0.0	0.0
KRM15	21.55	11.5	5.4	3.3	3.5	1.1	0.2	0.1	0.0
KRM30	17.7	15.5	4.3	2.9	4.7	1.3	0.2	0.7	0.1

4.5.1.3 A vörösiszap hatása a gyökérszóna mikrobiom közösségére

A gyökérszónában megtalálható mikrobiom közösség törzsszintű változásait követve a háttérmintákhoz képest megállapítottam, hogy a *Proteobacteria* és *Firmicutes* relatív gyakorisága drámaian változott a RM-S rendszerek esetében (29. ábra, 21. táblázat), az előbbi gyakorisága nőtt, az utóbbi gyakorisága csökkent a tesztnövényt tartalmazó közegekben. A KK-S gyökérszónájában a háttérmintákhoz (KK-NS) képest a *Proteobacteria* mennyisége nem változott, de az osztályok szintjén enyhe átrendeződést figyeltem meg. Az alfa-, béta- és gammaproteobacteriaceae enyhén nőtt, 16,6, 3,0 és 8,2 %-ról (háttér) 16,8, 3,9 és 8,7 %-ra. Míg a deltaproteobacteriaceae (főként vas- és kén redukáló baktériumok) mennyisége a KK-S esetében majdnem megfelelő volt, 4,2 %-ról 2,5 %-ra a háttérmintához (KK-NS) képest. Ugyanezt a tendenciát figyeltem meg osztályszinten a RM-S minták esetében is, magasabb skálán az alfa-, béta- és gammaproteobacteriaceae családok abundanciája esetében (16,5, 5,1 és 6,7 %-ról 19,6, 7,1 és 16,4 %-ra a 30RM-ben).



29. ábra: A gyökérszónában található baktériumok relatív gyakorisága a törzsek szintjén

A *Firmicutes* törzs két fő osztályának (*Bacillusok*, *Clostridiumok*) gyakorisága nem változott a KK-S-ben a háttérmintához (KK-NS) képest. Míg a *Bacilli* osztály és nemzetség abundanciája a KRM15-S és KRM30-S rizobióma mintákban csökkent a legnagyobb mértékben. A *Bacilli* és *Clostridia* baktériumok általában nem mozgékony mikroorganizmusok, ezért nem képesek megközelíteni a gyökeret [133]. Ez okozhatja hiányosságukat az RM-S talajmintákban. Az *Actinobacteria* mint a talajminták mikrobiomjának harmadik fő törzsének aránya mind a KRM15-S, mind a KRM30-S talajmintákban 15,7%-ról 9,4%-ra, illetve 16,7%-ról 13,8%-ra csökkent (29. ábra). Bár a szaprofita baktériumok intenzív növekedést mutattak a háttér RM-NS talajkeverékekben, a RM-S talajkeverékekben nem tudtak hozzájárulni a *Sinapis alba* tesztnövények fejlődéséhez. A KK-S minta esetében az *Actinobacteria* törzs relatív gyakoriságát illetően nem észleltem változást a háttérmintához (KK-NS) képest. Az *Acidobacteria* és *Chloroflexi* a törzsek relatív gyakorisága minden esetben csökkent mindkét RM-S a háttérmintához képest (RM-NS). Ezzel szemben a *Bacteroidetes*, *Verrucomicrobia* törzsek minden rizobióma mintában nőttek (29. ábra).

A baktérium nemzetségek közül, a *Flavobacterium*, *Pseudomonas* és *Luteolibacter* nemzetségeket érdemes kiemelni, amelyek relatív gyakorisága mindhárom rizobióma mintában nagymértékben megnőtt (21. táblázat). Mivel a *Flavobacterium* és a *Luteolibacter* esetében a növekedés mértéke minden mintában közel volt egymáshoz, úgy tűnik, hogy a változás független a talajkeverék összetételétől, amelyből a rizobiómamintákat vettem (21. táblázat).

21. táblázat: Az öt legfontosabb baktériumnemzetség relatív gyakoriságának változása a nemzetség szintjén

	KK-S		KRM15-S		KRM30-S	
A nemzetségek relatív gyakoriságának növekedése a <i>Sinapis alba</i> tesztnövényt tartalmazó talajkeverékben a háttérmintához (-NS) képest (%)						
<i>Flavobacterium</i>	253,7	<i>Cellvibrio</i>	320,7	<i>Pseudomonas</i>	1268,1	
<i>Luteolibacter</i>	249,9	<i>Luteolibacter</i>	255,2	<i>Cellvibrio</i>	346,5	
<i>Pseudomonas</i>	236,2	<i>Flavobacterium</i>	218,4	<i>Luteolibacter</i>	296,1	
<i>Devosia</i>	58,4	<i>Pseudomonas</i>	166,0	<i>Flavobacterium</i>	283,6	
<i>Rhizobium</i>	50,9	<i>Devosia</i>	125,6	<i>Rhizobium</i>	120,2	

4.6 III. kísérlet

4.6.1 A kísérletben felhasznált talajhelyettesítő közegek paramétereinek változása a kísérlet során

A méretnövelt kísérlet időszakában a talajparaméterekben történő változásokat a 22. táblázat tartalmazza.

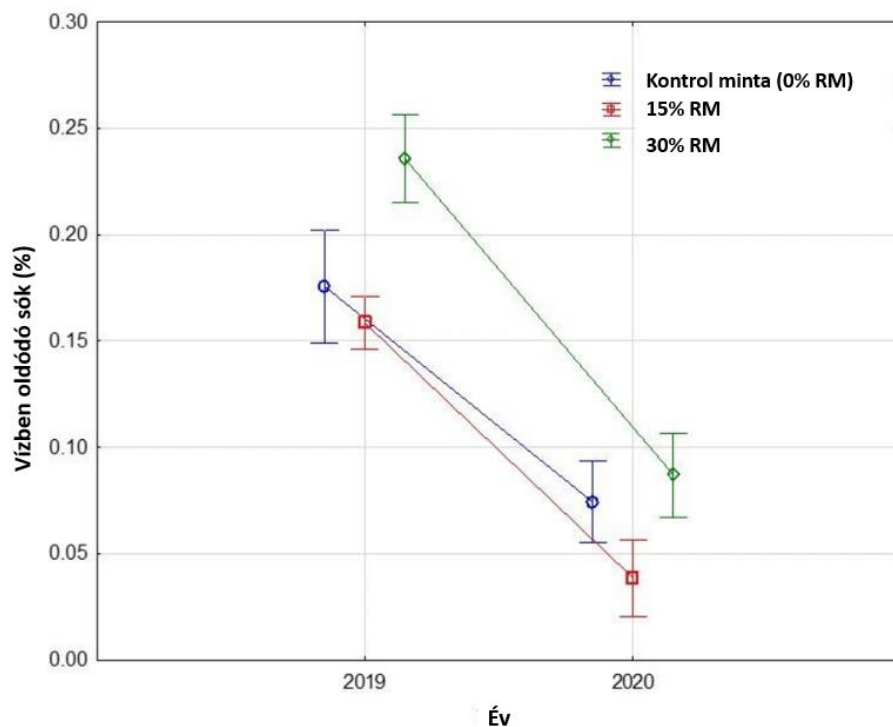
22. táblázat: A növénykísérlet során mért talajparaméterek változása a két egymást követő évben [103]

Paraméterek	1 év			2. év		
	Mean/hom.subset*			Mean/hom.subset*		
	Kontroll	15% RM	30% RM	Kontroll	15% RM	30% RM
pH(H ₂ O)	6.7 ^a	7.5 ^b	7.6 ^b	7.4 ^c	7.6 ^b	7.6 ^b
összes oldható só (%)	0.18 ^a	0.16 ^a	0.23 ^b	0.07 ^c	0.04 ^d	0.09 ^c
CaCO ₃ (%)	7.8 ^a	5.0 ^b	3.8 ^c	6.2 ^d	4.2 ^{bc}	2.7 ^c
H (%)	3.8	4.4	4.0	3.6	4.4	3.6
AL-P ₂ O ₅ (mg/kg)	2863	1883	1394	1591	1464	1152
AL-K ₂ O (mg/kg)	543	573	449	216	252	257
AL-Na (mg/kg)	397 ^a	3974 ^b	5133 ^c	406 ^a	2747 ^d	5138 ^c
KCl-(NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻)-N (mg/kg)	317 ^a	302 ^b	320 ^a	64 ^c	76 ^c	134 ^d
KCl-SO ₄ ²⁻ -S (mg/kg)	205 ^a	138 ^b	208 ^a	153 ^c	75 ^d	149 ^c
KCl-Mg (mg/kg)	539 ^a	335 ^b	370 ^c	466 ^d	374 ^c	339 ^b
EDTA-Cu (mg/kg)	18 ^a	21 ^b	20 ^c	18 ^a	23 ^d	20 ^c
EDTA-Mn (mg/kg)	37 ^a	38 ^a	53 ^b	30 ^c	34 ^a	42 ^d
EDTA-Zn (mg/kg)	23 ^a	22 ^b	21 ^c	23 ^d	22 ^b	21 ^c

*kicsi betűk (a, b, c) a Duncan-teszt eljárás szerint homogén részhalmazokat jelölnek; színek: fekete betűk a magyarországi talajokra vonatkozó közös értékeket jelölik; narancssárga - növények számára kedvezőtlen értékek; zöld – jó feltételek

A pH (H₂O)-értékek alapján az RM kezelés a talaj kémiai állapotát a várakozásoknak megfelelően jelentősen megváltoztatta. A kontroll mintákban a szennyvíziszap az első évben gyengén savas pH-értéket alakított ki, míg az RM kezelése hatására az értékek enyhén lúgosra emelkedtek. Az RM hatása a második évben nem mutatott változást, és a szennyvíziszap kezdeti savasító hatása a második évre eltűnt a kontroll mintákban, amint azt az átlagos pH-értékek emelkedése is mutatja.

A vízben oldódó sók koncentrációja az első évben viszonylag magas volt; az alacsony sótartalmú, sós talajokéhoz viszonyítva. Ez főként a kommunális szennyvíziszap mosószeresek által okozott, jól ismert magas sótartalmának köszönhető, de az RM is tartalmazott oldható Na-sókat, ami hozzájárult a magasabb értékekhez. A második évben a 30. ábrán is jól látható, hogy a só tartalom jelentősen csökkent mind a kontroll, mind a RM kezeléseket tartalmazó mintákban. Az éghajlatnak megfelelő csapadékmennyiségeket mesterséges biztosítása lehetővé tette, hogy a talajkeverékek sótartalma egy éven belül normalizálódjon, a talajkeverékek a sós állapotból, nem sós talajtulajdonságokkal rendelkező talajhelyettesítő közegekké alakultak át.



30. ábra: A vízben oldható sótartalom átlag értékei a vörösiszapos kezelésekkel végzett szabadtéri növénykísérletek két egymást követő évében [103]

A CaCO_3 -tartalom magas volt a kontroll mintában, ami a lösz alapkőzet magas CaCO_3 tartalmának köszönhető [21] csak mérsékelt mennyiségben volt jelen az RM keverékekben. Az RM a bauxitképződés során bekövetkező intenzív kimosódás miatt nem tartalmaz nagy mennyiségben CaCO_3 -at. Ezért a CaCO_3 -arány természetesen csökken az RM hozzáadásával. A két vizsgálati év adataiból kiderült, hogy a mész viszonylag gyors kilúgzáson esett át.

Az elméleti alapon H%-ban kifejezett humuszhoz kapcsolódó szerves széntartalom ($\text{H\%} = \text{Korig\%} * 1,72$ [21]) esetében a statisztikai elemzés alapján nem lehetett szignifikáns

különbséget kimutatni. Bár a minták normális eloszlásúnak bizonyultak, a szórások homogenitása nem volt egyértelmű. Ezért az értékek azonos nagyságrendűnek tekinthetőek, és nem mutattak szignifikáns különbségeket.

Az oldható nitrit, nitrát tartalom az első évben nem mutatott szignifikáns különbséget a kezelések és a kontroll minta között. A második évben minden esetben alacsonyabb értékeket mértem.

Az oldható szulfát tartalom az RM15 esetében mindkét évben jelentősen alacsonyabb volt a kontrollhoz és az RM30-hoz képest. Emellett a második évben mindhárom szubsztrát esetében jelentősen alacsonyabb koncentrációkat mértem. A magas szulfáttartalom mind az első, mind a második évben jó ellátást biztosított a növények számára.

Az oldható Mg-tartalom szignifikánsan magasabb értékeket mutatott a kontrollban, mint az RM-kezelésekben. Míg a kontroll és az RM30 szignifikánsan alacsonyabb magnéziumértékeket mutatott a második évben, a RM15 kezelés viszont az ellenkezőjét, szignifikáns növekedést mutatott.

A jelenlegi statisztikák alapján az EDTA-val extrahálható réz tartalma nem mutatott egyértelmű különbséget a kezelések vagy az évek között. A vörösiszappal kezelt mintákban a réztartalom csak kismértékben emelkedett, de a RM15 értékek magasabbak voltak, mint a RM30 értékek.

Az RM hozzáadása jelentősen megnövelte a talajkeverékek EDTA-val extrahálható Mn-tartalmát. A Mn-tartalom idővel mindhárom szubsztrát esetében csökkent.

Az RM hozzáadása jelentősen csökkentette a talajkeverékek EDTA-val extrahálható Zn-tartalmát. A koncentrációk enyhe növekedése az idő múlásával azonban statisztikailag nem volt szignifikáns. Ezek az értékek kedvezőek a tápanyagellátás szempontjából; a növények növekedése szempontjából nem lesz korlátozó tényező.

A két tenyészidőszak végén meghatározott térfogatsűrűség a RM30 esetében $0,89 \text{ g/cm}^3$, a RM15 esetében $0,90 \text{ g/cm}^3$, a kontroll esetében pedig $0,94 \text{ g/cm}^3$ volt. Nem észleltem szignifikáns különbségeket ezen értékek között, sem az egyes növényfajok ömlesztett sűrűsége és a talajminták közötti kapcsolat tekintetében.

4.6.2 A kísérletben felhasznált talajhelyettesítő közegek hatása a növény morfológiájára

A kísérlet során felhasznált növények morfológiai jegyeit a 23. táblázat tartalmazza.

23. táblázat: A növények növekedési jegyei a növénykísérlet második évében [103]

Paraméter	Vizsgált növényi faj							
	ARUN.	ARTIC.	SIDA	ROBIN.	POPU.	QUER.	ACER	ULMUS
Magasság (cm)								
Kontrol	109	144	124	95	99	23	46	115
RM15	115	148	137	150	137	23	61	156
RM30	97	145	134	148	121	19	21	146
Föld feletti biomassa (g/cserép)								
Kontrol	210	785	383	142	146	11,9	20,5	317
RM15	104	844	474	257	299	12,8	38	425
RM30	61	711	435	315	145	6,3	13	466
Föld alatti biomassa (g/cserép)								
Kontrol	278	853	516	83	95	16,4	29,4	151
RM15	231	915	396	163	272	27,9	54,6	255
RM30	141	907	317	157	209	15	24,5	189
Szár átmérő (mm)								
Kontrol				11,3	13,1	5,8	6,5	15,5
RM15				15,2	17,6	5,8	8,1	17,9
RM30				14,8	12,7	4,9	4,6	17,8

Az Arundo növény magassága nem mutatott szignifikáns különbséget a vörösiszapos kezelések hatására, ugyan akkor a biomassa hozam vizsgálata során egyértelműen kimutatható az RM dózisok negatív hatása. Az RM koncentráció növekedésével a biomassa mennyisége minden esetben csökkent.

A csicsóka paramétereit vizsgálva megállapítható, hogy a különböző RM dózisok sem a növény magasságára, sem a föld feletti-, sem a földalatti biomassa mennyiségére nem voltak szignifikáns hatással a kontrollmintához képest.

A Sida magassága és a föld feletti biomassa mennyisége a kísérlet végére az RM dózisokkal egyenes arányban növekedett, míg a földalatti biomassa mennyisége a kontrollmintához képest csökkent.

A fehér akác magasságára, föld feletti- és földalatti biomaszra mennyiségére minden esetben pozitívan hatott az RM, ugyanakkor a különböző RM koncentrációkat tartalmazó kezelések közötti szignifikáns különbség nem figyelhető meg. A fehér akác intenzív növekedési tulajdonságainak és az RM pozitív hatásának köszönhetően a növény gyökérzete teljesen kitöltötte az ültetőedényzet teljes térfogatát, ami korlátozta az adatok összehasonlíthatóságát.

A fehér nyár magasságnövekedése szignifikánsan nagyobb volt a RM15 kezelés hatására, mint a másik két kezelés esetében. Ugyanez a szignifikáns mintázat figyelhető meg a föld feletti biomaszra és a törzsátmérő esetében is. A föld alatti biomasz ismét magasabb volt mindkét iszapkezelés esetében, de ebben a RM30 és a RM15 kezelések között nincs szignifikáns különbség. A kocsányos tölgy növényi paraméterei között a kezelések hatására szignifikáns különbségek nem mutathatók ki, mégis, míg a RM15 esetében nem volt látható hatás, a RM30 esetében a növénymagasság, a föld feletti biomasz és a törzsátmérő enyhe csökkenése volt megfigyelhető.

A mezei juhar a RM15 kezelés hatására jobban növekedett, míg a RM30 dózis növelése már korlátozó negatív hatást fejtett ki. Ez a föld alatti biomasz értékein kívül minden mért paraméter esetében megfigyelhető volt. A föld alatti biomasz hozam a RM30 kezelés hatására nem tért el a kontroll mintától.

A szibériai szil növény magassága és föld feletti biomaszája jelentősen nagyobb volt a vörösiszappal kezelt talajkeverékekben, mint a kontroll mintákban. A gyökérbioimasz (31. ábra) egészen hasonló hatást mutatott, de a RM30 esetében ez a különbség nem mutatott szignifikáns különbséget. A gyökerek olyan intenzív növekedést mutattak, hogy a tenyészedények teljes térfogatát kitöltötték a kísérlet tenyészidőszak végére, ami ismét korlátozta az adatok nagyságrendi értékelését. Bár a szár átmérője mindkét iszapkezelésnél kissé nagyobb volt, nem figyeltem meg szignifikáns különbséget.



31. ábra: A szibériai szil (*Ulmus pumila* L.) gyökérzetének biomasszája az első és a második évben [103]

4.7 Toxikológiai kísérletek

Az akkut tesztek eredményei alapján elmondható, hogy a vörös trágyagiliszták (*Eisenia fetida*) mortalitása minden vizsgált közegben 0, ugyan akkor meg kell említenem, hogy az I. kísérlet közegeinek akkut vizsgálatban részvevő egyedek aktivitása a szennyvíziszapot és vörösiszapot tartalmazó mintákban lelassult (32. ábra). A kísérlet zárásának napján az egyedek vizsgálatakor azt tapasztaltam, hogy érintésre a giliszták minimális, de teljesen lelassult aktivitást mutattak. A makrofauna összetétele és hatékonysága a talaj értékelése során meghatározó szereppel bír. Az akkut teszt eredményei azt mutatják, hogy a kísérlet kezdetekor a különböző iszapokat tartalmazó talajhelyettesítő közeg tulajdonságai negatívan hatnak a mikrofauna – az általam vizsgált trágyagiliszták - aktivitására kontrolált körülmények között. A méretnövelt kísérleti eredmények alátámasztották, hogy a két éves kísérlet második évére a talajhelyettesítő közeg talajtulajdonságainak változásával kialakult stabil közeg, alkalmas a mikrofauna megjelenésére és hosszabb távú tartózkodására.

A II. kísérlet közegeiben sem a 15 m/m% sem a 30 m/m% RM dózis nem okozott aktivitásbeli elváltozást. Az egyedek száma, mérete, aktivitása megegyezett a kiindult egyedekével (M2 táblázat).



32. ábra Vörös trágyagiliszta akkut toxicitási vizsgálat a talajhelyettesítő közegekben

4.8 A vörösiszap foszformegkötő képességének vizsgálata hulladékvizekben

4.8.1 Foszfor adszorbeálás eredményei

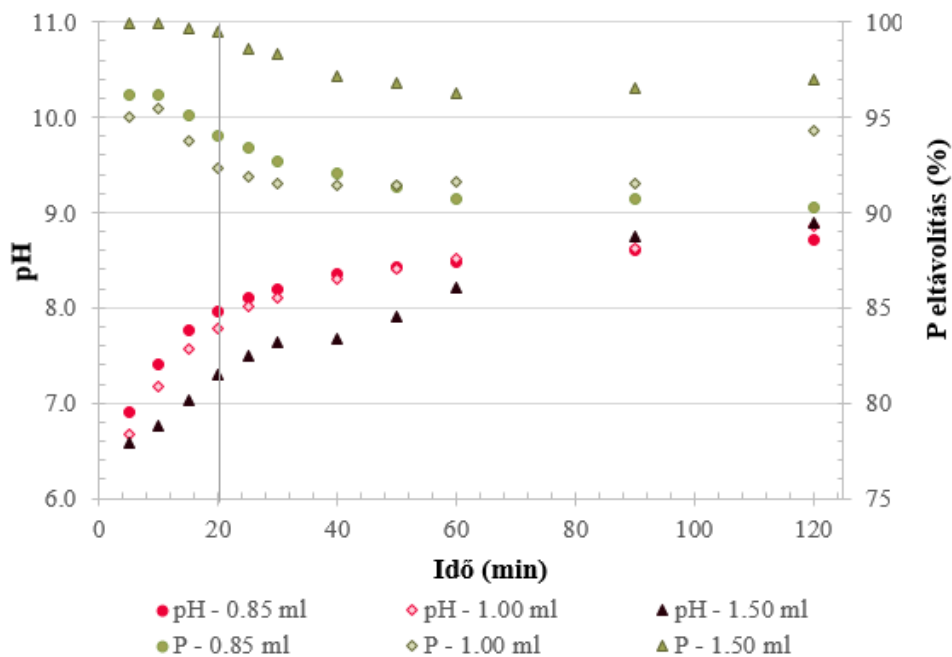
Az RM összetétele alapján kiszámítottam a sztöchiometrikus mennyiséget a szintetikus P oldatból történő kicsapásához. A modelloldat térfogata 200 ml, és 10 mg P/L koncentrációjú volt. Öt különböző RM-dózist próbáltam ki (24. táblázat, oszlop: 2-es faktor), és a középső, harmadik dózist a sztöchiometriai érték kétszeresét vettem. Ezt a kétszeres szorzót, biztonsági tényezőként a szennyvíztisztításban a folyékony koagulánsok esetében rendszeresen alkalmazzák.

24. táblázat: A vörösiszap sztöchiometria és kísérletek alapján kiszámított dózisa [104]

Dózis №	Szorzó tényező	Számolt RM mennyiség (mg)	
		2-es faktor	60-as faktor
1	1/3	13,0	389,0
2	1/2	19,5	583,5
3	1	38,9	1167,1
4	2	77,8	2334,1
5	3	116,7	3501,2

A várakozásoknak megfelelően és az előzetes kísérletek által megerősítve, az oldathoz adott RM sztöchiometrikus arányban nem volt elegendő a P-koncentráció csökkentéséhez. Ezért az eredeti dózist 30-szorosára kellett növelni (24. táblázat, oszlop: 60-szoros).

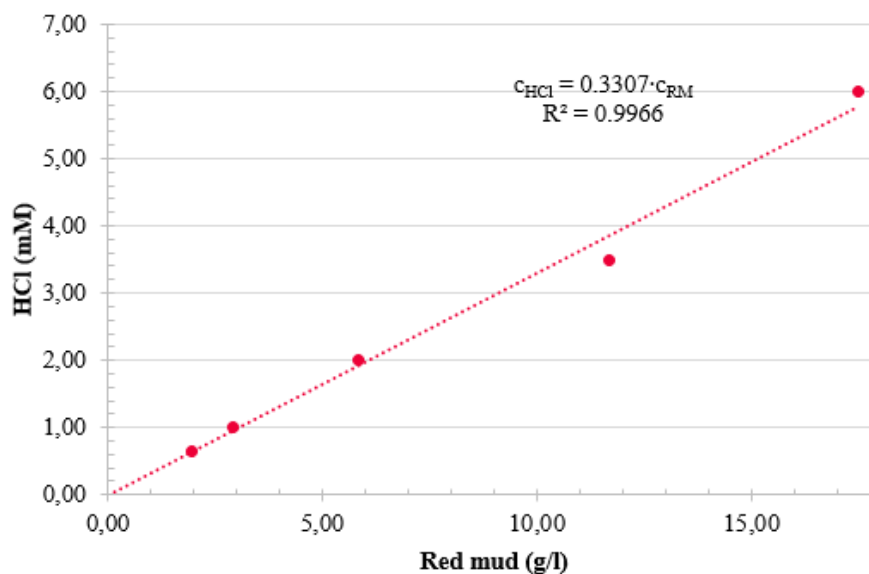
A továbbiakban ezt a megemelt középső dózist használtam a megfelelő keverési idő tesztelésére (33. ábra) különböző sósavadagolásokkal (0,85 mmol, 1,0 mmol és 1,5 mmol, 5,836 g RM, 200 mL 10 mg P/L oldat) a bauxitmaradék lúgosságának kompenzálására. A keverési idő alatt a pH fokozatosan emelkedett, logaritmikus növekedést mutatva ($R^2 > 0,95$ minden esetben), ami a maró anyag fokozatos felszabadulására utal. Feltételeztem, hogy az RM kötött szóda (Na_2O , kb. 4,8 m/m% az RM-ból) tartalma bekerül és reakcióba lép a vízzel, így nátrium-hidroxid (NaOH) keletkezik. A pH-érték növekedése az idő múlásával akkor is megfigyelhető volt, amikor a vörösiszapot desztillált vízzel keverttem. Ennek eredményében kizártam, hogy a pH-változást kizárólag a RM és a foszfát közötti reakció okozta volna, bár a reakciók mechanizmusának tisztázása további kutatásokat igényel.



33. ábra: A pH és a foszfor eltávolításának változása a keverési idő függvényében, különböző sósavadózisokkal, kezdeti TP átl. = 10,17 mg/l [104]

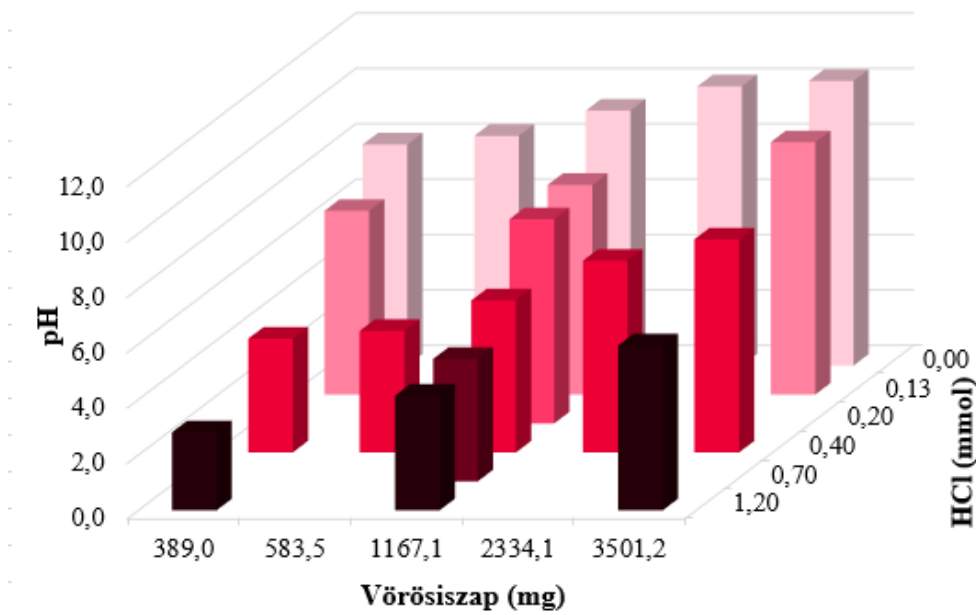
A RM dózisok megfelelőnek tűntek az adott foszfátkoncentrációhoz, és legalább 90%-os eltávolítási hatékonyságot értem el, amikor az oldat a leglúgosabb volt (pH 8,89; 0,85 mL 1 M HCl-val; 120 perc alatt). Mivel az alumínium-foszfát- és a vas-sók oldhatósága 5,7-7,5, illetve 7,0-9,0 pH-nál a legalacsonyabb, a célom az volt, hogy a pH-t 8,5 alatt tartsam.

Ezen eredmények alapján a keverési idő a többi kísérlet esetében 20 perc volt. A 20 és 120 perc között a pH 9,4- re, azaz 21,9%-kal nőtt, és 24 óra elteltével 8,82, 9,45 és 9,28 volt a csúcsérték. A 20 percnél rövidebb keverési idővel végzett vizsgálatok azt mutatták, hogy a szűrt oldatok savasak voltak (pH~4), míg a homogén minták a lúgos tartományban voltak (pH~10). A húsz percet megfelelő kompromisszumnak tekintetem, a magas P-eltávolítási hatékonyság, az anyagok teljes keveredése és a kísérlet időigénye között. A keverési idő megállapítása után a szűrt minták pH-értékének semlegesre állításával meghatároztam a RM és a HCl egymáshoz viszonyított dózisát. Mint a 34. ábra látható, az RM lúgosságát egy kis mennyiségű sav képes ellensúlyozni a szintetikus oldatban.



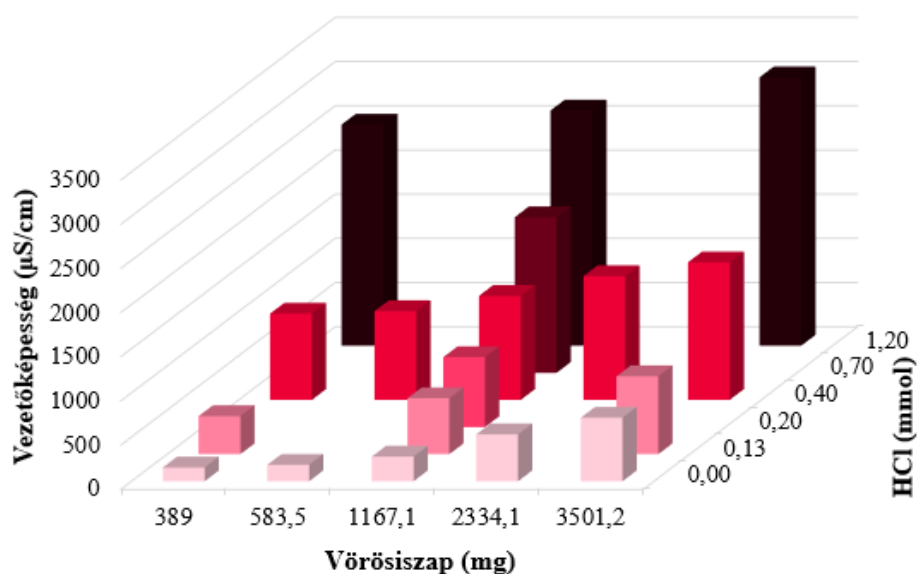
34. ábra: Az empirikus vörösiszap- és sósavkoncentrációk korrelációja [104]

Mivel a foszfor eltávolítása függ a pH-értékétől és az adszorbens koncentrációjától, kísérleteket végeztem e tényezők együttes függésének meghatározására (M3 táblázat). A pH-ra vonatkozó eredményeket a 35. ábra mutatja.

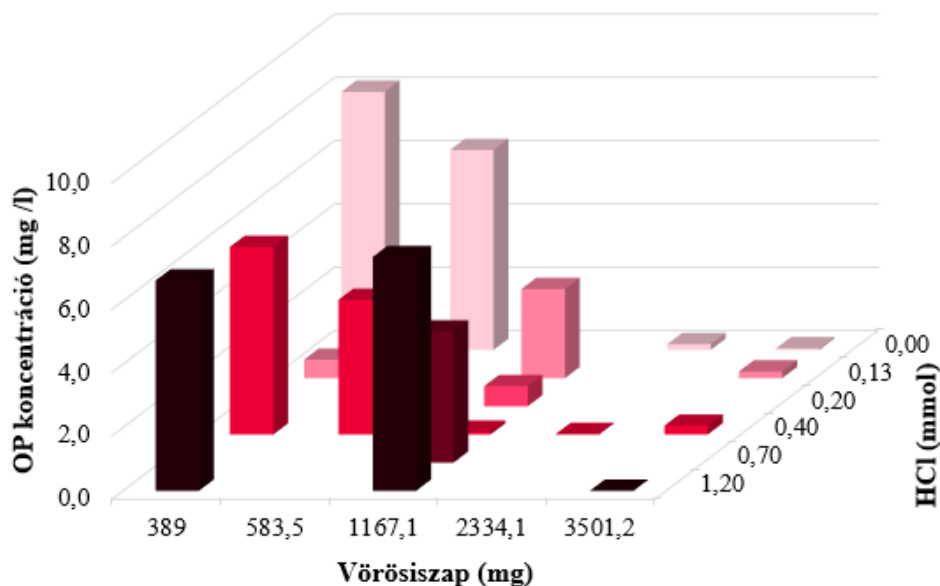


35. ábra: A vörösiszap, a sósav és a keletkező pH közötti kapcsolat azonosítására szolgáló mért értékek egy 200 ml-es 10 mg P/L modelloldatban. A színezés a szemléltetést szolgálja [104]

A 36. és a 37. ábra a vezetőképesség és az oldatban maradó ortofoszfát (OP) mért értékeit mutatja az RM adagolás és a HCl függvényében 20 perc kevertetés után. A szintetikus P-oldat vezetőképessége 40 S/cm, pH-ja eredetileg 5,93 volt. Míg a vezetőképesség az egyes vegyszerek mennyiségével lineárisan nő, a P koncentráció nem írható le csak a két adalékanyag együttes adagolásával, ami hangsúlyozza a pH beállításának fontosságát. Mindazonáltal a nagyobb dózisú RM hatékonyabb volt az oldat ortofoszfát kicsapásában/adszorbeálásában.



36. ábra: A vörösiszap, a sósav és a vezetőképesség közötti kapcsolat 20 perces kevertetés után 10 mg P/L 200 ml-es modelloldatban. A színezés csak szemléltetésre szolgál [104]



37. ábra: A vörösiszap, a sósav és az oldat ortofoszfát tartalma közötti kapcsolat 20 perces kevertetés után 10 mg P/L 200 ml-es modelloldatban. A színezés csak szemléltetésre szolgál [104]

A pH-érték 0,22-2,37 között, átlagosan 1,39 értékkel megemelkedett, amikor a kevert oldatokat egy napig ülepedni hagytam, ami jelentősen módosíthatja a fémek csapadékának oldhatóságát. A változások nem hozhatók kapcsolatba sem az RM adagolásával, sem a hozzáadott HCl mennyiségével. Feltételezhető, hogy a homogenizálási erőfeszítések ellenére a RM anyag jellemzői mintánként kissé eltérnek (hiszen egy inhomogén anyag). Vagyis megállapítható, hogy a pH változás a 20 perc kevertetés alatt a felszabaduló NaOH hatása befolyásolja, míg a 20 perc és 24 óra közötti pH változás mértékét az anyag inhomogenitása befolyásolja.

24 óra elteltével a legtöbb esetben az OP-koncentráció a nullához közel vagy azzal egyenlő volt, és csak két kísérletben mértem egynél magasabb értéket. Egy esetben mértem szélsőséges értéket (7,21 mg P/L), amikor minimális RM és maximális HCl dózist alkalmaztam. Ebben az esetben a pH 24 óra elteltével 3,65 volt, ami az egész kísérleti folyamat legalacsonyabb értéke. Ezt az erősen savas oldatot leszámítva, a kísérleti eredmények arra utalnak, hogy idővel aggregátumok képződnek, amelyek lassan leülepednek, és 0,45 µm-es membránszűrővel leválaszthatók. Meg kell azonban említenem, hogy a folyadékok felszíne közelében vékony, vöröses színű vörösiszap gyűrűket figyeltem meg, még akkor is, amikor kationos flokkulálószerrel adtam hozzá. Az oldat átlátszatlansága (homályossága) sikeresen csökkent a polimerek hozzáadásával, de további vizsgálatok szükségesek a pontos hatásuk meghatározásához.

4.8.2 Kísérleti eredmények valós szennyvízben

Miután jobban megismertem, hogy az RM hogyan reagál az ortofoszfáttal szintetikus oldatokban, kétféle szennyvízzel és egy nagy töménységű folyadékkal (hulladéklerakó csurgalékvíz) végeztem el a következő koagulációs kísérleteket. Az első hulladékvíz egy magyarországi baromfihúsfeldolgozó üzem, laboratóriumi méretű SBR szennyvízkezelőjéből származó szennyvíz volt. A minták összegyűjtést követően 4 °C-on volt tárolva használásig.

A kibocsátott szennyvíz minőségére vonatkozó szabályozás miatt a kommunális szennyvíz P-tartalma csak akkor magas, ha a telepnek üzemelési problémái vannak (ebben az esetben, természetesen, erőfeszítéseket tesznek a koncentráció határérték alá csökkentésére). A mérésekhez egy kis települési szennyvíztisztító telepről származó 20 liter szennyvizet használtam, amelynél korábban tapasztaltunk magas P koncentráció értékeket. Információink alapján korábban a TP-koncentráció 5 mg P/L körül volt, de a kapott mintában 0,5 mg P/L volt. A mérés sikerességének érdekében úgy döntöttem, hogy a kapott szennyvíz P tartalmát, szintetikus P-oldattal növelem, annak érdekében, hogy a végső OP-koncentráció 5 mg P/L legyen. Ezt a mintát dúsított kommunális szennyvíznek neveztem el.

A hulladéklerakók csurgalékvíze magas P tartalommal bír, bár a hagyományos értelemben nem tekinthető szennyvíznek. A P adszorpciója vagy kicsapódása általában a szerves anyagok és a nitrát (NO_3^- -N) eltávolításával egyidejűleg történik, de mivel a szennyvíztisztítóból származó szennyvízben alacsonyabb volt ezen vegyületek kezdeti koncentrációja, a csökkenés nem volt annyira nyilvánvaló. Ennek fényében a vizsgálatokhoz egy magas P tartalmú szennyvizet, egy hulladéklerakó csurgalékvizét vizsgáltam meg, hogy megértssem, hogyan reagál az RM egy nagy szilárdságú hulladékvízáramban. A felhasznált folyadékok kezdeti vízminőségi paraméterei a 24. táblázatában láthatók.

Az SBR reaktorból származó szennyvízben végzett foszformegkötési vizsgálat eredményeit a 25. táblázat tartalmazza.

25. táblázat: SBR reaktorból származó szennyvízben végzett foszformegkötési vizsgálat eredménye[104]

Dózis		20 perces kevertetés utáni mért értékek		
RM mg	HCl mmol	pH -	OP mg/L	Vezetőképesség μS/cm
0,0	0,00	7,54	7,26	1597
389,5	0,13	7,12	4,30	1853
583,9	0,20	7,15	0,82	2035
1167,4	0,40	7,15	0,05	2530
2334,4	0,70	7,24	0,02	3355
3501,6	1,20	7,41	0,10	4325

Mivel a szennyvíz P-koncentrációja viszonylag magas volt, arra számítottam, hogy a szennyvíz szervesanyag-tartalma csökkenti a P eltávolításának hatékonyságát. A szennyvíztisztító telepeken jól ismert jelenség, hogy a koagulálószer reakcióba lép a szerves anyaggal és az ortofoszfáttal; ezért a kívánt P-leválasztási hatékonyság eléréséhez nagyobb vegyszeradagokra van szükség. Mindezek tudatában úgy döntöttem, hogy az SBR elfolyó esetében nem változtatok az RM dózisokon. Az OP-koncentráció a 3-5. számú RM dózisokkal 0,4 mg/L alatt volt, ami a vízügyi keretirányelvnek megfelelően a befogadó víztestekre meghatározott legmagasabb küszöbérték alapján vett célérték. Az első két dózis esetében a P-koncentráció csökkent az idő múlásával, így a jelenlegi szabályozást figyelembe véve a második dózis is elegendő lehet a P-tartalom adszorbeálásához.

A dúsított szennyvízben az alacsonyabb P-koncentráció miatt a RM és a hozzájuk tartozó HCl-dózisokat a felére csökkentettem (26. táblázat). Nemkívánatos eredményként a pH az optimálisnál kissé lúgosabb volt. A P célkoncentrációt csak a legnagyobb dózissal sikerült elérni, ami mutatja a biztonsági tényezők használatának fontosságát a koagulálószer adagolásánál a valós szennyvízben. Az alacsonyabb eltávolítási hatások az első négy esetben részben az SBR szennyvíznél magasabb pH-értéknek köszönhető.

26. táblázat: Az ortofoszfáttal dúsított, kezelt kommunális szennyvíz adszorpciós kísérletének eredményei [104]

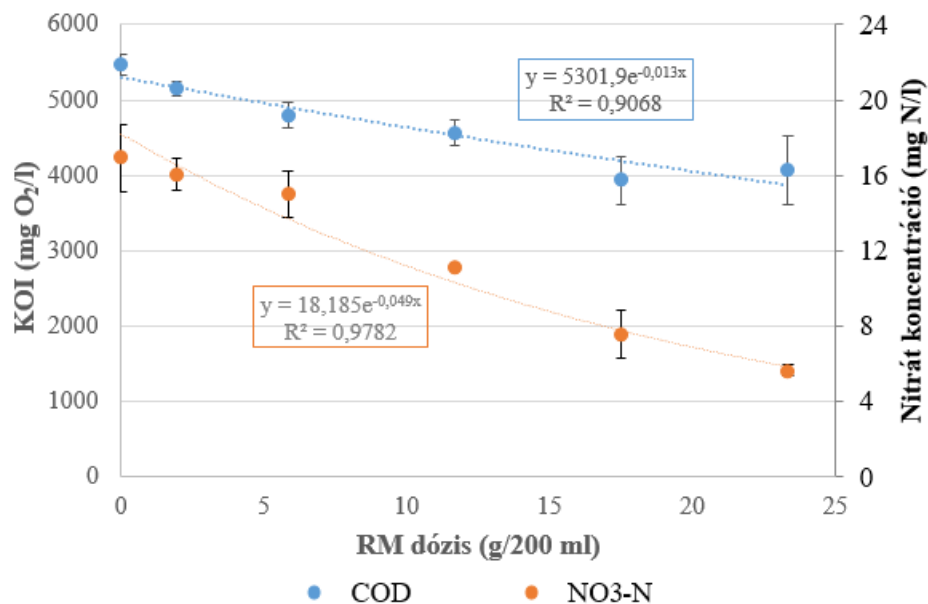
Dózis		20 perces kevertetés utáni mért értékek		
RM mg	HCl mmol	pH -	OP mg/L	Vezetőképesség μS/cm
0,0	0,00	7,79	4,98	1405
195,6	0,065	7,61	4,40	1485
293,3	0,100	7,52	3,84	1525
582,9	0,200	7,41	2,57	1706
1168,2	0,350	7,53	0,91	2075
1751,7	0,600	7,01	0,05	2635

Mivel a csurgalékvíz pH értéke a lúgos tartományban volt, és jelentős mennyiségű nitrogén (N) mennyiség mellett a szervesanyag-koncentrációja is magas volt, ezért a RM-és savdózisokat növelnem kellett (27. táblázat). A szennyvízáram erősségét egyértelműen jelzi a vezetőképesség tízszeres növekedése a dúsított szennyvízben mért értékhez képest. Ezért ugyanazokat a RM dózisokat alkalmaztam, mint az SBR szennyvíz esetében, de a második dózist kihagyva, egy új maximális értéket határoztam meg (4668,24 mg).

27. táblázat: A hulladéklerakó csurgalékvíz adszorpciós kísérletének eredményei [104]

Dózis		20 perces kevertetés utáni mért értékek		
RM mg	HCl mmol	pH -	OP mg/L	Vezetőképesség mS/cm
0,0	0,00	9,08	11,89	17,83
389,02	18	8,20	10,41	24,53
1167,06	18	8,09	4,36	25,20
2334,13	18	8,14	1,64	26,33
3501,19	18	8,12	0,57	27,50
4668,24	18	8,00	0,46	28,13

Az oldat nagy pufferkapacitása miatt a savadagot állandó értéken tartottam, és még így közel négy nagyságrendi növelés mellett sem tudtam a pH-értéket 8 alá csökkenteni. Ezért még az új, legnagyobb RM dózis mellett is csak az elvárt OP koncentráció feletti értéket lehetett elérni (átlag 0,46 mg/L szemben az elvárt 0,4 mg/L értékkel). Az alacsonyabb P-eltávolítási hatékonysággal párhuzamosan csökkent a kémiai oxigénigény (KOI) és a NO_3^- -N koncentráció is (38. ábra). A KOI 5467 mg/L-ről a legnagyobb RM dózis mellett 4068 mg/L-re, míg a nitrát 16,93 mg N/L-ről 5,64 mg N/L-re csökkent. Hasonló hatást tapasztaltam a nitrit-nitrogén (NO_2^- -N) esetében is, de az ammónium koncentrációja nem változott jelentősen.



38. ábra: A KOI- és nitrátkoncentráció csökkenése az RM-dózis függvényében [104]

5 Diszkusszió

5.1 Vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegek értékelése

5.1.1 Az I. kísérlet és módszerfejlesztés értékelése

Az I. kísérlet rámutatott, hogy az RM és egyéb iszaphulladék, például a balatoni - iszap és a stabilizált szennyvíziszap együttes hatása sikeresen alkalmazható növénytermesztésre. A növények növekedési intenzitása, kezelésről kezelésre változott. A BIRM15 (talaj + balatoni iszap (1:1) + 15 m/m% RM) minták növekedési intenzitása hasonló volt a Kontroll mintához képest. A szennyvíziszapot tartalmazó mintákban a növények növekedési intenzitása lelassult a Kontroll mintához képest, de a növények levélhozama és sűrűsége nagyobb volt, és a levelek összetettebb alakot mutattak a Kontrollhoz képest. A gyökérsűrűség-vizsgálat alapján megállapítottam, hogy az RM és a szennyvíziszap együttes hatására sűrű, elágazásokkal teli gyökérszóna alakult ki.

A kísérletben bemutatott eredményeket az RM tixotróp tulajdonságát kihasználó, egyszerű és könnyen alkalmazható "nedves" homogenizálási módszerrel értem el. Ezzel a módszerrel néhány egyszerű lépéssel homogén talajhelyettesítő közeget állítottam elő, amely könnyen alkalmazható a szabadföldi kísérletek során, nagymennyiségű RM tartalmú talajmátrix előállítására (III. méretnövelt kísérletek). Az elemanalízis azt mutatta, hogy a kísérletekhez kiválasztott fehér mustár (*Sinapis alba*) tesztnövény a titán kivételével nem hajlamos a vizsgált elemek egyikének túlzott felhalmozására sem. Ebből arra következtetek, hogy az I. kísérletben vizsgált vörösiszapot és balatoni-iszapot és szennyvíziszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegek alkalmasak lehetnek arra, hogy rekultivált területeken, ellenőrzött körülmények között bioakkumulációra nem hajlamos növényeket (akár energia növényeket) termesszünk rajta. Az értekezésem tézispontjai az új homogenizálási módszer, ami a különböző hulladékiszap-típusok és az RM költséghatékony keverését teszi lehetővé, valamint a Balatonból származó kotrási iszap, mint új típusú hulladékiszap, bevonása talajalkotóként történő felhasználásba, mely egyébként nagy területeket foglal el jelenleg.

5.1.2 Az II. kísérlet gyökérszóna vizsgálat értékelése

A II. kísérlet során megállapítottam, hogy az RM és komposzt kölcsönösen jótékonyan hatnak egymásra. Az RM negatív tulajdonságai (magas lúg és só tartalom) ellenére is képes volt a *Sinapis alba* tesztnövény morfológiai elváltozás nélkül egészséges szárát és leveleket fejleszteni az inkubáció során. A RM kezelések hatására, annak magas Na – tartalma miatt, a csírázás 3 nappal később indult meg a KK mintához képest. A RM által okozott változásokat a mikrobiális diverzitásban a tesztnövényt tartalmazó és a háttérminták (tesztnövényt nem tartalmazó) talajkeverékekben lumina nagy áteresztőképességű szekvenálási technikával határoztam meg. A létrehozott közegek természetesen élő mikrobiomra még 30% -os RM tartalom mellett sem bizonyult toxikusnak. Kimutattam olyan speciális baktériumokat, amelyek még a 30%-os RM tartalom mellett is hozzájárultak a *Sinapis alba* tesztnövény fejlődéséhez. Az Actinobacteria nemzetség relatív abundanciájának növekedése a háttérmintákban (RM-NS) egyértelműen bizonyította az RM és a komposzt egymásra gyakorolt kedvező kölcsönhatását. A zöldkomposzt hozzáadása az RM-hez, mint talajjavító anyag, nemcsak a pH-szabályozó hatása miatt előnyös, hanem a speciális növénynövekedést elősegítő baktériumok beoltása miatt is, amelyek fokozzák a tesztnövény alkalmazkodását a zord körülményekhez. A legtöbb baktériumfaj, amely a rizobióm mintákban nagymennyiségű egyedyszámot ért el, aktív vándorlást mutatott a gyökérszónába a RM talajokban, hozzájárulva a *S. alba* RM-tűréshez a feltételezett EPS (a szabad Na, Al és más nehézfémionok adszorbeálásán keresztül), IAA, ACC-deamináz termelés és nitrogénkötés révén.

A bizonyított halotoleranciájuk és P-mobilizációs képességük miatt a *Rhizobium cellulosilyticum* és a széles körű PGP-aktivitással rendelkező *Pseudomonas peli* lehet az alapja a *Sinapis alba* tesztnövény vörösiszapot tartalmazó talajkeverékhez történő könnyed alkalmazkodásának. Ez az első elő tanulmány, amely a *R. cellulosilyticum* és a *P. peli* feltételezett pozitív hatását jelzi a *Sinapis alba* tesztnövény növekedésére 30% vörösiszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegben.

5.1.3 Az III. kísérlet – Méretnövelt kísérletek értékelése

A vörösiszapos kezelések jelentős változásokat okoztak a talajkeverékek kémiai állapotában, amelyek mértéke több paraméter esetében bizonyíthatóan összefüggésben volt a kezelések intenzitásával. A talajhelyettesítő közeg kémhatás változása feltehetően azt jelezte, hogy a talajoldatban korábban jelen lévő szerves savak kioldódtak és/vagy az RM finom részecskéinek ásványi felszínén megkötődtek. Hasonlóképpen, a szerves vegyületek által nem megkötött kezdeti nagy mennyiségű sók nagyrészt kioldódtak a kísérlet során. A III. kísérlet közegei sokkal kisebb pH-érték-emelkedést mutattak. A Lockwood és mtsi. [134] által vizsgált eredeti vörösiszappal szennyezett talaj pH-értéke 33%-ban 7-8 közötti érték volt. Az RM keverékben ezek 9,5-11,5-re, a 9%-os RM keverékben pedig 8,5-10,0-re emelkedtek a különböző talajtípusokban. A szabadföldi kísérleteimben csak 0,2-0,9 pH-növekedést figyeltem meg, ami valószínűleg a szennyvíziszapban nagy mennyiségben megtalálható szerves savak kompenzáló hatásának köszönhető, amelyek semlegesítették a magas kémhatást. Ugyanakkor a talajban lévő RM drasztikus pH-emelő hatását sokkal hatékonyabban csökkentettem, mint amit Lockwood és társai az ajkai katasztrófa során alkalmazott Dudarit (lignit alapú adalékanyag) kezeléssel annak idején a kármegelőzésben el tudtak érni.

A magas oldható sótartalom az első évben a sós talajokhoz hasonló nagyságrendű volt (II. sótartalom-osztály a III. fokozatú magyar skálán [135]). Ez problémákat okozhat a növények víz- és tápanyag-gazdálkodásában, és végső soron a földhasználatban is. A második évben azonban a sókoncentráció csökkent a 0,1%-os határérték alá, amely alatt a talajok nem minősülnek sósnak. Ezzel az alkalmazható növényfajok köre jelentős bővülése várható [136].

Míg a kezelés első évében a magyarországi erdőtalajokhoz képest a szubsztrátumok sótartalma magas volt, a kezelések hatására a CaCO_3 -tartalom enyhén csökkent. A bauxit korábbi erős kioldódása miatt a karbonátban szegény RM keveredés okozta CaCO_3 "hígulás" (a helyi klímát figyelembe véve) pozitív hatású volt, csökkentve a CaCO_3 negatív hatását a növények számára elérhető vízmennyiségre [137]. Ezért ez a változás a növényzet szempontjából kedvezőnek értékelhető. A kalcium-karbonát viszonylag gyors kimosódása a kísérlet során valószínűleg az esővíz és a szennyvíziszap savasságából vezethető le.

A szerves anyag mennyisége megfelel a jó tápanyagellátottságú természetes talajokénak. A mollic szint (szervesanyagban gazdag humoszos talajsint) jelenléte az

egyik legfontosabb diagnosztikus kritériuma a kísérleti terület környezetében természetesen előforduló kastanozems talajtípusnak [138]. A terület átlagos humusztartalma 1,3-2,5% között van (Kovács és Heil szerzők publikálatlan talajfelmérési adatai), ami jóval alacsonyabb, mint a kísérleti közegekben. Amennyiben a mineralizációs folyamatok le tudnak zajlani - korábbi vizsgálatok alapján - várhatóan a természetes talajképződési folyamatokhoz képest gyorsan stabilizálódik a szerves anyag, szerves-ásványi komplexek kialakulásával. A kétéves kísérlet végén stabil talaj- és pórusszerkezet volt megfigyelhető, ami lehetővé tette a földigiliszták jelenlétét (39. ábra).

Anton és mtsi. [46] eredményei alapján feltételezzük, hogy az RM finom szemcsés eloszlása (átlagosan kb. 40% iszap, 50% agyag tartalom) és az ebből adódó nagy fajlagos ásványi felület miatt ez az ásványosodási folyamat felgyorsul.



39. ábra: A talajszerkezetet eredményező kezdeti talajképződés szabad szemmel is kimutatható a cserepek feltörésekor a kísérlet második évében [103]

Mindhárom kísérleti közegben nagy mennyiségű ammónium-laktátban oldódó foszfor (P) állt rendelkezésre a növények számára [21]. A közeg pH-értéke az RM hozzáadásával növekedett, ami arra enged következtetni, hogy a lúgos közegben kialakult szerves-ásványi kötésekből lévő P oldhatatlan formává alakult át, így a pH növekedésével csökkent a felvétele. A másodlagos CaCO_3 jelenléte a lösz alapanyagból származó szubsztrátokban jelentősen pozitívan járul hozzá a P kimosódási veszteségeinek csökkentéséhez a Ca-P ásványok másodlagos kicsapódása és/vagy a P CaCO_3 -tal való

erős szorpciós reakciója révén, amint azt Carreira és munkatársai (2006) [139] kimutatták.

A szennyvíziszap volt a talajkeverékek nátriumtartalmának fő forrása, amely jellemzően az élelmiszerek és a mosószerek sótartalmából származott. Az RM hozzáadása ennek az összetevőnek az erős mobilizációját okozta, ami a növények számára elérhető nagyon magas koncentrációkat eredményezett. Ez összefügghet azzal, hogy egyes növényfajok gyengébben növekedtek a vörösiszapos kezelésekben. A Na-mennyiségek a második évben is meglehetősen magasak voltak a vörösiszapos kezelésekben, így valószínűleg a növények Na-toleranciája szükséges. Feigl és munkatársai [56] 600 mg/kg Al-Na határértéket határoztak meg az Ajkán történt szennyezést követően a vörösiszappal szennyezett talajok indikátoraként: a *Vibrio fisheri* (baktérium), *Lemna minor* (vízinövény), *Sinapis alba* (növény) és *Heterocypris incogurens* (kagylósrák) tesztorganizmusokra gyakorolt kezdeti toxikus hatások csak 20-30%-os RM-kezelés esetén jelentkeztek.

A vörösiszappal kezelt talajszubsztrát talajoldatának lúgossága miatt a változó töltésű felületek többnyire részleges negatív töltést hordozó, nem áthidaló hidroxilokkal végződnek, ami akadályozza a nitrát-nitrit kötést. Ezek a könnyen oldódó tápanyagformák idővel kimosódtak. Ha az egyes tenyészedényekből kimosódott nitrogén mennyiségét 1 hektár termőterületre átszámítjuk, akkor a kontroll esetében 109 kg N/ha, az RM15 esetében 98 kg N/ha, az RM30 esetében pedig 80 kg N/ha értéket kapunk. Ez a csapadékból származó további nitrátellátás mennyisége erre a régióra vonatkozóan.

A növények által könnyen felvehető KCl-oldható szulfátok mennyisége jelentősen csökkent a RM15-tel kezelt mintákban, de ismét nem különbözött a RM30 és a kontroll mintától. A felső talajrétegek aerob körülményei között a kén főként szerves kötésekben van jelen. Az eredmények alapján a H%-értékek a RM15 esetében voltak a legmagasabbak, míg a másik két szubsztrát esetében megközelítőleg azonosak voltak. Ez magyarázhatja a szulfátkoncentrációk hasonló alakulását. Összességében mindhárom közeg szulfátkoncentrációja olyan magas volt, hogy a növények megfelelő kénellátottsága biztosított volt [109]. A KCl-Mg koncentrációja az RM-ben sokkal alacsonyabb, mint a kontroll közegben; nyilvánvaló, hogy a Mg koncentrációja csökken az RM dózis hozzáadásával. Ennek a csökkenésnek a mértéke azonban nem elegendő ahhoz, hogy a növények növekedésére a várt negatív hatást gyakorolja. A szántóföldi talajok esetében a 200 mg/kg feletti Mg-tartalom jól ellátottnak tekinthető [109].

A szántóföldek jól ellátottnak tekinthetők 3,2 mg/kg EDTA-val extrahálható rézkoncentráció felett. A kísérleti közegek rézkoncentrációja jóval 3,2 mg/kg felett volt. A KvVM-EüM-FVM együttes rendelet szerint a 6/2009. (IV. 14.) számú, a vizek és a talaj szennyezés elleni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezettség méréséről szóló rendelet szerint ez a mennyiség még messze a szennyezettségi határérték alatt van, így a növények növekedésére és alaktani jegyeire közvetlen káros hatás nem várható. Anton és munkatársai [140] szintén úgy találták, hogy a talajba kerülő RM nem okoz toxikus nehézfémkoncentrációt.

A növények számára a talajkeverékekből elérhető mangántartalom a RM mennyiségének növekedésével nőtt a cserepekben. Ez az elem a talajban a vashoz hasonlóan viselkedik, feltehetően a vörösiszapban felszívódó formában jelenik meg, ami megmagyarázza ezt a hatást. Összességében elmondható, hogy valamennyi keverékben jó Mn-ellátottság volt.

A talajhelyettesítő közeg fizikai tulajdonságait a keverék alapanyagainak tulajdonságai határozzák meg. Ezen tulajdonságok változásait nehéz nyomon követni a kísérlet rövid időtartama miatt. Csak a porozitást / sűrűséget vizsgáltam, mivel ez szorosan kapcsolódik a keverés minőségéhez, és utal a keletkező keverékek víz- és levegőgazdálkodás értékeire. A sűrűség minden közeg esetében alacsonynak tekinthető, és általában a szántóföldek művelt felső rétegeivel vagy az erdőtalajok magas humusztartalmú felső szintjével egyenértékű. Ez azt mutatja, hogy egy év alatt a gyökérszövet nem befolyásolja a talajhelyettesítő közeg szerkezetét olyan mértékben, hogy kimutatható hatása legyen a sűrűségre sem a lágyszárú, sem a fás növényzet esetében.

A vizsgálatba bevont növényfajok különbözőképpen reagáltak a vörösiszapos kezelésekre. A lágyszárú növények közül az intenzív biomassza-termeléséről ismert és energetikai céllal termesztett óriásnád jó növekedést mutatott a kontroll mintában. Ennek ellenére a RM kezelésekre hatására növekedési gátlást tapasztaltam, és ez a negatív hatás a magasabb iszapkoncentrációval még fokozódott is. Ez ellentmond Nsanganwimana és mtsi. [141] megállapításainak, akik az *Arundo donax* ültetvényeket, épített vizes élőhelyek, marginális és szennyezett területek növénygazdálkodására ajánlották.

A vörösiszapos kezeléseknél nem volt statisztikai hatása a sidára és a csicsókára sem. Az eredmények alátámasztják Abdalla és mtsi. (2014) javaslatát, akik szerint a csicsókát szélesebb körben kellene használni a rekultivációs területeken, valamint Rossini és mtsi. (2019) javaslatát, akik fenntartható energianövényként való felhasználását javasolták.

A fehér akác magasságnövekedése elérte a magyar erdészeti gyakorlatban a legjobb minőségi osztályba tartozó csemetékét. A gyökérfejlődés egy év után legalább elérte a 25 cm mélységű minimális követelményeket, de a cserép mérete korlátozta a növekedést. Mind a föld feletti, mind a föld alatti biomassa azt mutatta, hogy a fehér akác biomasszája szignifikánsan nagyobb volt a vörösiszappal kezelt keverékben, mint a kontrollban, még akkor is, ha ez a fafaj közismerten nem tolerálja az iszappal kezelt keverékekben tapasztalt magasabb sókörülményeket. Ez egyértelműen mutatja az RM jótékony hatását a *Robinia* csemeték növekedésére.

A fehér nyár esetében a méretek meghaladták az erdészeti gyakorlatban használt normál csemeték méreteit. E növények legéletképesebb növekedését az RM15 esetében tapasztaltam. Nagyobb mennyiségek hozzáadásával a növények növekedése megegyezett a kontrolléval. A fehér nyárfa az erdőben elviseli a 0,1-0,2%-os sótartalmat (Járó 1960), de valószínűleg a magasabb Na-koncentrációk miatt ebben a vizsgálatban elérte a tolerancia szintet.

A kocsányos tölgy mindhárom közegben jó növekedést mutatott, még akkor is, ha a RM30 esetében a növény méretének enyhe, de statisztikailag nem igazolt csökkenését figyeltem meg. A csemeték azonban még így is elérték az erdészeti gyakorlatban való felhasználáshoz szükséges minimális követelményeket (magasság min. 18 cm, átmérő min. 4 mm, gyökérhossz min. 20 cm).

A kezelések hatására a mezei juhar a fehér akáchoz hasonlóan viselkedett. Az RM15 volt a legjobb közeg a faj növekedésének kritikus első évében.

Végül a szibériai szil a fafajok közül a legerősebb növekedést és a legnagyobb biomassa termelést érte el. A faj kétségtelenül a legjobban tudta kihasználni a mesterséges talajkeverékek által biztosított feltételeket.

Ha összehasonlítjuk a tiszta vörösiszappal (Terpó - Bálint, 1985) borított területek kolonizációs képességét a RM tartalmú talajhelyettesítő közegek eredményeivel, akkor jó alternatívát tudunk javasolni az RM ökológiai hasznosítására.

5.2 A vörösiszap foszformegkötő képességének értékelése

Az I. és a II. kísérlet rámutatott arra, hogy a növények fejlődését befolyásolja a helyettesítő talajközeg foszfor tartalma. Mivel az RM relatív magas Al^{3+} Fe^{2+} tartalommal rendelkezik, ami a szennyvíztisztítás során alkalmazott koaguláns szerek fő alkotója, kézenfekvőnek tűnt az RM foszformegkötő képességének vizsgálata.

A szintetikus P-oldattal végzett előzetes kísérletek rámutattak arra, hogy a foszfor eltávolításához szükséges optimális pH elérése érdekében fontos a megfelelő mennyiségű lúgos adszorbens és semlegesítőszer (sósav) megtalálása. A kereskedelmi forgalomban kapható folyékony koagulánsokhoz képest a porított formában lévő vörösiszap mennyiségét harmincszorosára kellett növelni. Ennek ellenére az alkalmazott dózisok elegendőek voltak ahhoz, hogy a szintetikus és a valós szennyvíz mintákból is az elvárt mértékben eltávolítható legyen az oldható foszfor. Megállapítható, hogy az érzékeny víztestekre vonatkozó WFD környezetvédelmi előírásainak teljesítéséhez szigorúbb határértékek is elérhetők ezzel a hulladékhasznosítási eljárással, és a települési szennyvíztisztításra vonatkozó irányelv módosítása utáni magasabb eltávolítási hatások (0,5 mg/l vagy 90%-os P csökkenés az elfolyóhoz képest)

Megvizsgáltam az eljárási gazdasági tényezőit is. A hatékonysági adatokat megvizsgálva 0,8 g RM/mg P már képes majdnem teljes P eltávolítást elérni (SBR esete), ezért ezzel a dózissal számoltam. Az árakat euróban határoztam meg, ami más nemzetközi adatokkal való összehasonlítást lehetővé teszi, azon túl, hogy a árfolyamingadozásnak kevésbé kitett deviza. Ha 50 km távolságból szállítjuk a vörösiszapot egy 1000 m³/nap kapacitású szennyvíztisztító telepre, ahol a P eltávolítási elvárás 5 kg/nap, a vörösiszapot szállító tehergépjármű szállítási költsége 88 EUR, ami 19,35 EUR/nap. A közel semleges pH érték eléréséhez felhasznált 2 mmol HCl költségével együtt (175 EUR/m³), a teljes költség napi 53,87 EUR-t jelent. A NaAlO₂ és FeCl₃ koaguláló szerek 1:1 arányban történő felhasználásánál, 205 EUR/m³ -es ára mellett a napi költség 17,53 EUR lenne (kétszeres biztonsági tényező alkalmazása esetén). Mindkét esetben számos egyéb szempontot és költséget is figyelembe kell venni, de az RM adagok esetében alkalmazott 30-as biztonsági tényező sósav adagolás nélkül csak 9%-os áremelkedést eredményezne, figyelembe véve az RM szállítási költségeit. Amennyiben a kémhatás beállítása szükséges, a költség megháromszorozódik, de a sósav mennyisége nagyban függ a szennyvíz pH-jától és pufferkapacitásától. A folyékony

koagulálószeres kizárólagos használata esetén semlegesítőszerre is szükség lenne, ami az egyenletnek ezen az oldalán növeli a költségeket. Az RM P-eltávolító képessége tovább javítható, amint azt más tanulmányok már kimutatták (pl. [136]); ezért a különbség csökkenthető, sőt talán meg is fordítható, ha a körkörösségi szempontokat is figyelembe vesszük. Vagyis a dózisznövelés nem eredményezett ugyanolyan mértékű költségnövekedést. Ráadásul a keletkező iszap ígéretes adalékanyag lehet a talajjavításhoz.

Mindezek eredményében elmondható, hogy a dolgozatban bemutatott RM hasznosítási technológia a disszertáció elején megfogalmazott, minden kritériumnak megfelel: nagymennyiségben, gazdaságosan, minimális hulladék képződése mellett hasznosítható, igazodva a körkörös gazdaság elvárásaihoz.

Irodalomjegyzék

- [1] D. Rabinovich, The allure of aluminium, *Nat Chem* 5 (2013) 76–76. <https://doi.org/10.1038/nchem.1535>.
- [2] T. Hamada, Environmental management of bauxite residue—a review, *The Jamaica Bauxite Institute* (1986) 109–117.
- [3] G. Power, M. Gräfe, C. Klauber, Bauxite residue issues: I. Current management, disposal and storage practices, *Hydrometallurgy* 108 (2011) 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2011.02.006>.
- [4] S. Xue, F. Zhu, X. Kong, C. Wu, L. Huang, N. Huang, W. Hartley, A review of the characterization and revegetation of bauxite residues (Red mud), *Environmental Science and Pollution Research* 23 (2016) 1120–1132. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4558-8>.
- [5] J. Szépvölgyi, L. Kótai, A vörösiszap képződése, tulajdonságai és tárolása, (2011) 2–8. https://real-j.mtak.hu/8516/1/2011_1.pdf.
- [6] A.R. Hind, S.K. Bhargava, S.C. Grocott, The surface chemistry of Bayer process solids: a review, *Colloids Surf A Physicochem Eng Asp* 146 (1999) 359–374. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(98\)00798-5](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(98)00798-5).
- [7] A. Lengyel, J. Lakatos, Vörösiszap hasznosítási lehetőségei - Possibilities of utilization of red mud, *Anyagmérnöki Tudományok* 36/1. Kötet 36 (2011) 35–48.
- [8] R.S. Thakur, B.R. Sant, Utilization of red mud. 1. Analysis and utilization as raw material for absorbents, building-materials, catalysts, filler, paints and pigments, *J Sci Ind Res (India)* 42 (1983) 87–108.
- [9] M.A. Khairul, J. Zanganeh, B. Moghtaderi, The composition, recycling and utilisation of Bayer red mud, *Resour Conserv Recycl* 141 (2019) 483–498. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.006>.
- [10] S.-P. Kang, S.-J. Kwon, Effects of red mud and Alkali-Activated Slag Cement on efflorescence in cement mortar, *Constr Build Mater* 133 (2017) 459–467. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.12.123>.
- [11] K. Evans, The History, Challenges, and New Developments in the Management and Use of Bauxite Residue, *Journal of Sustainable Metallurgy* 2 (2016) 316–331. <https://doi.org/10.1007/s40831-016-0060-x>.

- [12] T.R. Boulos, S.S. Ibrahim, A. Yehia, Differential Flotation of Some Egyptian Feldspars for Separation of Both Silica and Iron Oxides Contaminants, *Journal of Minerals and Materials Characterization and Engineering* 03 (2015) 435–443. <https://doi.org/10.4236/jmmce.2015.36046>.
- [13] G. Bayer, E. Cherdron, M. Haerter, E. Hecht, Method for producing bricks from red mud, United States Patent 210,508 (1975).
- [14] R.K. Paramguru, P.C. Rath, V.N. Misra, Trends in red mud utilization - A review, *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review* 26 (2004) 1–29. <https://doi.org/10.1080/08827500490477603>.
- [15] M. Kumar Padhi, B.B. Nanda, P. Kar, B. Nanda, A review on sustainable utilization of red mud based photocatalytic material for environmental pollution abatement, *Mater Today Proc* (2023). <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.10.141>.
- [16] C.G. Joseph, Y.H. Taufiq-Yap, V. Krishnan, G.L. Puma, Application of modified red mud in environmentally-benign applications: A review paper, *Environmental Engineering Research* 25 (2019) 795–806. <https://doi.org/10.4491/eer.2019.374>.
- [17] S. Sushil, V.S. Batra, Catalytic applications of red mud, an aluminium industry waste: A review, *Appl Catal B* 81 (2008) 64–77. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2007.12.002>.
- [18] N.N. Greenwood, A. Earnshaw, *Az elemek kémiája II.*, 2., 1999.
- [19] D.L. Childers, J. Corman, M. Edwards, J.J. Elser, Sustainability Challenges of Phosphorus and Food: Solutions from Closing the Human Phosphorus Cycle, *Bioscience* 61 (2011) 117–124. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.2.6>.
- [20] S. Daneshgar, A. Callegari, A. Capodaglio, D. Vaccari, The Potential Phosphorus Crisis: Resource Conservation and Possible Escape Technologies: A Review, *Resources* 7 (2018) 37. <https://doi.org/10.3390/resources7020037>.
- [21] P. Stefanovits, G. Filep, G. Füleky, Talajtan, 4th ed., *Mezőgazda*, Budapest, 1999.
- [22] J. Ye, X. Cong, P. Zhang, G. Zeng, E. Hoffmann, Y. Liu, Y. Wu, H. Zhang, W. Fang, H.H. Hahn, Application of acid-activated Bauxsol for wastewater treatment with high phosphate concentration: Characterization, adsorption optimization, and desorption behaviors, *J Environ Manage* 167 (2016) 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.023>.
- [23] R. Bashar, K. Gungor, K.G. Karthikeyan, P. Barak, Cost effectiveness of phosphorus removal processes in municipal wastewater treatment, *Chemosphere* 197 (2018) 280–290. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.169>.

- [24] M.K. Perera, J.D. Englehardt, A.C. Dvorak, Technologies for Recovering Nutrients from Wastewater: A Critical Review, *Environ Eng Sci* 36 (2019) 511–529. <https://doi.org/10.1089/ees.2018.0436>.
- [25] L. Egle, H. Rechberger, M. Zessner, Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater, *Resour Conserv Recycl* 105 (2015) 325–346. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.016>.
- [26] S. Shaddel, H. Bakhtiary-Davijany, C. Kabbe, F. Dadgar, S. Østerhus, Sustainable Sewage Sludge Management: From Current Practices to Emerging Nutrient Recovery Technologies, *Sustainability* 11 (2019) 3435. <https://doi.org/10.3390/su11123435>.
- [27] M.C. Tomei, V. Stazi, S. Daneshgar, A.G. Capodaglio, Holistic Approach to Phosphorus Recovery from Urban Wastewater: Enhanced Biological Removal Combined with Precipitation, *Sustainability* 12 (2020) 575. <https://doi.org/10.3390/su12020575>.
- [28] G.A. Turp, S.M. Turp, S. Ozdemir, K. Yetilmezsoy, Vermicomposting of biomass ash with bio-waste for solubilizing nutrients and its effect on nitrogen fixation in common beans, *Environ Technol Innov* 23 (2021) 101691. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101691>.
- [29] S. Mahdavi, D. Akhzari, The removal of phosphate from aqueous solutions using two nano-structures: copper oxide and carbon tubes, *Clean Technol Environ Policy* 18 (2016) 817–827. <https://doi.org/10.1007/s10098-015-1058-y>.
- [30] C. Yirong, L.-P. Vaurs, Wasted salted duck eggshells as an alternative adsorbent for phosphorus removal, *J Environ Chem Eng* 7 (2019) 103443. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103443>.
- [31] E. López, B. Soto, M. Arias, A. Núñez, D. Rubinos, M.T. Barral, Adsorbent properties of red mud and its use for wastewater treatment, *Water Res* 32 (1998) 1314–1322. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00326-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00326-6).
- [32] L. Wang, N. Sun, H. Tang, W. Sun, A Review on Comprehensive Utilization of Red Mud and Prospect Analysis, *Minerals* 9 (2019) 362. <https://doi.org/10.3390/min9060362>.
- [33] S. Wang, H.M. Ang, M.O. Tadé, Novel applications of red mud as coagulant, adsorbent and catalyst for environmentally benign processes, *Chemosphere* 72 (2008) 1621–1635. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.05.013>.

- [34] É. Poulin, J.-F. Blais, G. Mercier, Transformation of red mud from aluminium industry into a coagulant for wastewater treatment, *Hydrometallurgy* 92 (2008) 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2008.02.004>.
- [35] É. Ujaczki, V. Feigl, É. Farkas, E. Vaszita, K. Gruiz, M. Molnár, Red mud as acidic sandy soil ameliorant: a microcosm incubation study, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 91 (2016) 1596–1606. <https://doi.org/10.1002/jctb.4898>.
- [36] J.-Y. Ahn, S.-H. Kang, K.-Y. Hwang, H.-S. Kim, J.-G. Kim, H. Song, I. Hwang, Evaluation of phosphate fertilizers and red mud in reducing plant availability of Cd, Pb, and Zn in mine tailings, *Environ Earth Sci* 74 (2015) 2659–2668. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4286-x>.
- [37] T. Guo, H. Yang, Q. Liu, H. Gu, N. Wang, W. Yu, Y. Dai, Adsorptive removal of phosphate from aqueous solutions using different types of red mud, *Water Science and Technology* 2017 (2018) 570–577. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.182>.
- [38] V.M. Tangde, S.S. Prajapati, B.B. Mandal, N.P. Kulkarni, Study of Kinetics and Thermodynamics of Removal of Phosphate from Aqueous Solution using Activated Red Mud, *Int J Environ Res* 11 (2017) 39–47. <https://doi.org/10.1007/s41742-017-0004-8>.
- [39] P.B. Cusack, M.G. Healy, P.C. Ryan, I.T. Burke, L.M.T. O’ Donoghue, É. Ujaczki, R. Courtney, Enhancement of bauxite residue as a low-cost adsorbent for phosphorus in aqueous solution, using seawater and gypsum treatments, *J Clean Prod* 179 (2018) 217–224. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.092>.
- [40] J.-Y. Lin, M. Kim, D. Li, H. Kim, C. Huang, The removal of phosphate by thermally treated red mud from water: The effect of surface chemistry on phosphate immobilization, *Chemosphere* 247 (2020) 125867. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125867>.
- [41] Y. Yin, G. Xu, Y. Xu, M. Guo, Y. Xiao, T. Ma, C. Liu, Adsorption of inorganic and organic phosphorus onto polypyrrole modified red mud: Evidence from batch and column experiments, *Chemosphere* 286 (2022) 131862. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131862>.
- [42] L.M. Despland, M.W. Clark, T. Vancov, D. Erler, M. Aragno, Nutrient and Trace-Metal Removal by Bauxsol Pellets in Wastewater Treatment, *Environ Sci Technol* 45 (2011) 5746–5753. <https://doi.org/10.1021/es200934y>.

- [43] W. Hu, N. Jiang, J. Yang, Y. Meng, Y. Wang, B. Chen, W. Zhao, D.M. Oosterhuis, Z. Zhou, Potassium (K) supply affects K accumulation and photosynthetic physiology in two cotton (*Gossypium hirsutum* L.) cultivars with different K sensitivities, *Field Crops Res* 196 (2016) 51–63. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.06.005>.
- [44] A. Mahar, P. Wang, R. Li, Z. Zhang, Immobilization of Lead and Cadmium in Contaminated Soil Using Amendments: A Review, *Pedosphere* 25 (2015) 555–568. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30036-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30036-9).
- [45] S. Xue, F. Zhu, X. Kong, C. Wu, L. Huang, N. Huang, W. Hartley, A review of the characterization and revegetation of bauxite residues (Red mud), *Environmental Science and Pollution Research* 23 (2016) 1120–1132. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4558-8>.
- [46] A. Makó, A. Anton, G. Csitári, M. Rékási, N. Uzinger, G. Barna, G. Széplábi, H. Hernádi, Model experiments on the physical properties of soil contaminated with red mud, *Agrokémia És Talajtan* 63 (2014) 203–222. <https://doi.org/10.1556/agrokem.63.2014.2.4>.
- [47] H. Zobel, A. Kullmann, K.H. Starosta, Red mud, a potential soil conditioner, *ARCHIV FUR ACKER UND PFLANZENBAU UND BODENKUNDE-ARCHIVES OF AGRONOMY AND SOIL SCIENCE* 22 (1978) 293–297.
- [48] J.E. Rechcigl, R.B. Reneau, L.W. Zelazny, Soil solution Al as a measure of al toxicity to alfalfa in acid soils, *Commun Soil Sci Plant Anal* 19 (1988) 989–1001. <https://doi.org/10.1080/00103628809367989>.
- [49] I. Doye, J. Duchesne, Column Leaching Test to Evaluate the Use of Alkaline Industrial Wastes to Neutralize Acid Mine Tailings, *Journal of Environmental Engineering* 131 (2005) 1221–1229. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:8\(1221\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:8(1221)).
- [50] E. Lombi, F.-J. Zhao, G. Wieshammer, G. Zhang, S.P. McGrath, In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: biological effects, *Environmental Pollution* 118 (2002) 445–452. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00295-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00295-0).
- [51] A.K. Alva, B. Huang, S. Paramasivam, K.S. Sajwan, Evaluation of root growth limiting factors in spodic horizons of spodosols, *J Plant Nutr* 25 (2002) 2001–2014. <https://doi.org/10.1081/PLN-120013290>.

- [52] R. Summers, N. Guise, D. Smirk, K. Summers, Bauxite residue (red mud) improves pasture growth on sandy soils in Western Australia, *Soil Research* 34 (1996) 569. <https://doi.org/10.1071/SR9960569>.
- [53] B.E.H. Jones, R.J. Haynes, I.R. Phillips, Addition of an organic amendment and/or residue mud to bauxite residue sand in order to improve its properties as a growth medium, *J Environ Manage* 95 (2012) 29–38. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.014>.
- [54] H. Li, Y. Liu, Y. Zhou, J. Zhang, Q. Mao, Y. Yang, H. Huang, Z. Liu, Q. Peng, L. Luo, Effects of red mud based passivator on the transformation of Cd fraction in acidic Cd-polluted paddy soil and Cd absorption in rice, *Science of The Total Environment* 640–641 (2018) 736–745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.327>.
- [55] C.W. Gray, S.J. Dunham, P.G. Dennis, F.J. Zhao, S.P. McGrath, Field evaluation of in situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud, *Environmental Pollution* 142 (2006) 530–539. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.017>.
- [56] V. Feigl, É. Ujaczki, E. Vaszita, M. Molnár, Influence of red mud on soil microbial communities: Application and comprehensive evaluation of the Biolog EcoPlate approach as a tool in soil microbiological studies, *Science of The Total Environment* 595 (2017) 903–911. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.266>.
- [57] T.C. Santini, M. V. Fey, From tailings to soil: long-term effects of amendments on progress and trajectory of soil formation and in situ remediation in bauxite residue, *J Soils Sediments* 18 (2018) 1935–1949. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1867-1>.
- [58] R.N. Summers, J.D. Pech, Nutrient and metal content of water, sediment and soils amended with bauxite residue in the catchment of the Peel Inlet and Harvey Estuary, Western Australia, *Agric Ecosyst Environ* 64 (1997) 219–232. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00040-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00040-6).
- [59] S.L. Herron, A.N. Sharpley, K.R. Brye, D.M. Miller, Optimizing Hydraulic and Chemical Properties of Iron and Aluminum Byproducts for Use in On-Farm Containment Structures for Phosphorus Removal, *J Environ Prot (Irvine, Calif)* 07 (2016) 1835–1849. <https://doi.org/10.4236/jep.2016.712146>.

- [60] M. Gautam, M. Agrawal, Phytoremediation of metals using vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty) grown under different levels of red mud in sludge amended soil, *J Geochem Explor* 182 (2017) 218–227. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.03.003>.
- [61] P. Oprčkal, A. Mladenovič, N. Zupančič, J. Ščančar, R. Milačič, V. Zalar Serjun, Remediation of contaminated soil by red mud and paper ash, *J Clean Prod* 256 (2020) 120440. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120440>.
- [62] F. You, L. Zhang, J. Ye, L. Huang, Microbial decomposition of biomass residues mitigated hydrogeochemical dynamics in strongly alkaline bauxite residues, *Science of The Total Environment* 663 (2019) 216–226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.317>.
- [63] G.B. Anam, M.S. Reddy, Y.-H. Ahn, Characterization of *Trichoderma asperellum* RM-28 for its sodic/saline-alkali tolerance and plant growth promoting activities to alleviate toxicity of red mud, *Science of The Total Environment* 662 (2019) 462–469. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.279>.
- [64] N.C. Banning, Y. Sawada, I.R. Phillips, D. V. Murphy, Amendment of bauxite residue sand can alleviate constraints to plant establishment and nutrient cycling capacity in a water-limited environment, *Ecol Eng* 62 (2014) 179–187. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.034>.
- [65] J. Bernáth, *Gyógy- és aromanövények*, 3., Mezőgazda, Budapest, 2006.
- [66] D.T. Balke, L.L. Diosady, Rapid aqueous extraction of mucilage from whole white mustard seed, *Food Research International* 33 (2000) 347–356. [https://doi.org/10.1016/S0963-9969\(00\)00055-7](https://doi.org/10.1016/S0963-9969(00)00055-7).
- [67] S. Ghosh Roy, C.F. Wimpee, S.A. McGuire, T.J. Ehlinger, Effects of Land Use and Pollution Loadings on Ecotoxicological Assays and Bacterial Taxonomical Diversity in Constructed Wetlands, *Diversity (Basel)* 13 (2021) 149. <https://doi.org/10.3390/d13040149>.
- [68] D. Adamcová, M. Vaverková, The toxicity of two types of sewage sludge from wastewater treatment plant for plants in Czech Republic, *Journal of Ecological Engineering* 17 (2016) 33–37. <https://doi.org/10.12911/22998993/62283>.
- [69] W. Zegada-Lizarazu, S. Salvi, A. Monti, Assessment of mutagenized giant reed clones for yield, drought resistance and biomass quality, *Biomass Bioenergy* 134 (2020) 105501. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105501>.

- [70] M.T. Ferrandez-Garcia, A. Ferrandez-Garcia, T. Garcia-Ortuño, M. Ferrandez-Villena, Assessment of the Properties of Giant Reed Particleboards Agglomerated with Gypsum Plaster and Starch, *Molecules* 27 (2022) 7305. <https://doi.org/10.3390/molecules27217305>.
- [71] F. Vitrone, Sustainable and adhesive-free lignocellulosic fiberboards from steam-exploded *Arundo Donax* (L.), 2023. <file:///D:/Let%C3%B6lt%C3%A9sek/TESI%20Federica%20Vitrone.pdf> (accessed August 11, 2023).
- [72] L. Corno, R. Pilu, F. Adani, *Arundo donax* L.: A non-food crop for bioenergy and bio-compound production, *Biotechnol Adv* 32 (2014) 1535–1549. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2014.10.006>.
- [73] A. Kocoń, B. Jurga, The evaluation of growth and phytoextraction potential of *Miscanthus x giganteus* and *Sida hermaphrodita* on soil contaminated simultaneously with Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn, *Environmental Science and Pollution Research* 24 (2017) 4990–5000. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8241-5>.
- [74] D.M. Spooner, A.W. Cusick, G.F. Hall, J.M. Baskin, Observations on the distribution and ecology of *Sida Hermaphrodita* (L.) Rusby (Malvaceae), *SIDA, Contributions to Botany* 11 (1985) 215–225.
- [75] M. Wróbel, K. Mudryk, M. Jewiarz, S. Głowacki, W. Tulej, Characterization of Selected Plant Species in Terms of Energetic Use, in: 2018: pp. 671–681. https://doi.org/10.1007/978-3-319-72371-6_66.
- [76] M. Nahm, C. Morhart, Virginia mallow (*Sida hermaphrodita* (L.) Rusby) as perennial multipurpose crop: biomass yields, energetic valorization, utilization potentials, and management perspectives, *GCB Bioenergy* 10 (2018) 393–404. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12501>.
- [77] A sida mint eneregínövény, (n.d.). <https://sida.errsa.hu/?p=energetika> (accessed January 10, 2024).
- [78] R. Wilkins, Biology and Chemistry of Jerusalem Artichoke (*Helianthus tuberosus* L.), *Exp Agric* 44 (2008) 439–439. <https://doi.org/10.1017/S0014479708006595>.
- [79] S. Kays, S. Nottingham, Biology and chemistry of Jerusalem artichoke: *Helianthus tuberosus* L., 2007.
- [80] L. Yang, Q.S. He, K. Corscadden, C.C. Udenigwe, The prospects of Jerusalem artichoke in functional food ingredients and bioenergy production, *Biotechnology Reports* 5 (2015) 77–88. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2014.12.004>.

- [81] Suphot. Pinphong, Growth and development, quality and storage quality of sunchoke (*Helianthus tuberosus* L.), (1997).
- [82] A csicsóka (*Helianthus tuberosus* L.) termesztési és felhasználási lehetőségei Magyarországon, (n.d.). <https://docplayer.hu/218778154-A-csicsoka-helianthus-tuberosus-l-termesztési-es-felhasználási-lehetőségei-magyarországon.html> (accessed January 12, 2024).
- [83] N. Frank, A mezei juhar (*Acer campestre*) erdőművelési tulajdonságai, Erdészeti Lapok 149. (2014) 128–129.
- [84] E. Pánczél, Tölgyek , (2020). <https://planta.hu/tolgyek-3/> (accessed February 22, 2024).
- [85] N. Frank, A kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) erdőművelési tulajdonságai, Erdészeti Lapok 150 (2015) 314–315.
- [86] S. Fehér, S. Komán, E. Antal, P. Szeles, Energetikai ültetvények égési jellemzőinek vizsgálata, n.d.
- [87] G. Hajdú, Dunántúli Leuce nyár populációk genetikai vizsgálata RAPD és cpDNA markerekkel, Erdészettudományi Közlemények (2011) 83–93. <http://www.erdtudkoz.hu/kotetlista.php?ln=hu> (accessed February 22, 2024).
- [88] Y. Wang, Y. Ying, J. Chen, X. Wang, Transgenic *Arabidopsis* overexpressing Mn-SOD enhanced salt-tolerance, Plant Science 167 (2004) 671–677. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2004.03.032>.
- [89] N. Nándor, -Fehér Sándor, D. Ferenc, Nyírségi kései meggy és turkesztáni szil energetikai tulajdonságainak vizsgálata, n.d.
- [90] Fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), (2023). <https://gyogynovenyinfo.hu/feher-akac-robinia-pseudoacacia/> (accessed January 10, 2024).
- [91] MAL Zrt. VIII. zagyártározó, (2023). <https://earth.google.com/web/search/MAL+zrt/@47.08715586,17.51160401,214.55568881a,7909.79574982d,35y,0h,0t,0r/data=CigiJgokCTbCAGECjUdAER1NvG5NiUdAGcR-1BYhjjFAIRtKienPdZFA> (accessed January 10, 2024).
- [92] Balatoni-iszap származási helye, (2023). <https://www.google.com/maps/place/47%C2%B000'34.7%22N+18%C2%B000'22.0%22E/@47.0100678,18.0014528,1090m/data=!3m1!1e3!4m4!3m3!8m2!3d47.0096332!4d18.0061105?entry=ttu> (accessed January 10, 2024).
- [93] ÉBH Nonprofit Kft. Komposztáló telep, (2023). <https://www.google.com/maps/place/%C3%89BH+Nonprofit+Kft.+Komposzt%>

- C3%A11%C3%B3+telep/@46.9525711,17.8504233,3300m/data=!3m1!1e3!4m6!3m5!1s0x4769bdf12362eb5:0x94c8326c7d032772!8m2!3d46.9495681!4d17.8502287!16s%2Fg%2F11tg7z977x?entry=ttu (accessed January 10, 2024).
- [94] MSZ 21470-2:1981, Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajminta előkészítése, nedvességtartalom, elektromos vezetés és pH meghatározás, Magyar Szabványügyi Testület (1982).
- [95] MSZ-08-0205:1978, A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata, (1978).
- [96] MSZ-08-0206-2:1978, A TALAJ KÉMIAI TULAJDONSÁGAINAK VIZSGÁLATA LABORATÓRIUMI VIZSGÁLATOK (pH-érték, szódában kifejezett fenolftalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (y_1 -érték) és kicserélődési aciditás / y_2 -érték/), Magyar Szabványügyi Testület (1978).
- [97] OECD 222, Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/ *Eisenia andrei*), (2016).
- [98] MSZ EN 15935:2022, Talaj, hulladékok, kezelt biohulladék és iszap. Az izzítási veszteség meghatározása, Magyar Szabványügyi Testület (2022).
- [99] OECD 232, Collembolan Reproduction Test in Soil, (2016).
- [100] A. Klindworth, E. Pruesse, T. Schweer, J. Peplies, C. Quast, M. Horn, F.O. Glöckner, Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next-generation sequencing-based diversity studies, *Nucleic Acids Res* 41 (2013) e1–e1. <https://doi.org/10.1093/nar/gks808>.
- [101] Q. Wang, G.M. Garrity, J.M. Tiedje, J.R. Cole, Naïve Bayesian Classifier for Rapid Assignment of rRNA Sequences into the New Bacterial Taxonomy, *Appl Environ Microbiol* 73 (2007) 5261–5267. <https://doi.org/10.1128/AEM.00062-07>.
- [102] K.M. Berta, R. Kurdi, P. Lukács, M. Penk, V. Somogyi, Red mud with other waste materials as artificial soil substitute and its effect on *Sinapis alba*, *J Environ Manage* 287 (2021) 112311. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112311>.
- [103] B. Heil, D. Heilig, V. Csanády, K. Berta, R. Kurdi, R. Fejes, G. Kovács, Effects of Red Mud on Plant Growth in an Artificial Soil Mixture, *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 18 (2022). <https://doi.org/10.37045/aslh-2022-0010>.
- [104] V. Somogyi, V. Pitás, K.M. Berta, R. Kurdi, Red Mud as Adsorbent to Recover Phosphorous from Wastewater Streams, *Sustainability (Switzerland)* 14 (2022). <https://doi.org/10.3390/su142013202>.

- [105] G. Tchobanoglous, F.L. Burton, H. David Stensel, *Wastewater Engineering Treatment and Reuse (Fourth Edition)*, 2011.
- [106] M. Simonin, A. Richaume, J.P. Guyonnet, A. Dubost, J.M.F. Martins, T. Pommier, Titanium dioxide nanoparticles strongly impact soil microbial function by affecting archaeal nitrifiers, *Sci Rep* 6 (2016) 33643. <https://doi.org/10.1038/srep33643>.
- [107] F.S. Bacilieri, A.C.P. de Vasconcelos, R.M.Q. Lana, J.G. Mageste, J.L.R. Torres, Titanium (Ti) in plant nutrition - A review, *Aust J Crop Sci* 11 (2017) 382–386. <https://doi.org/10.21475/ajcs.17.11.04.pne202>.
- [108] I. Gul, M. Manzoor, I. Hashmi, M.F. Bhatti, J. Kallerhoff, M. Arshad, Plant uptake and leaching potential upon application of amendments in soils spiked with heavy metals (Cd and Pb), *J Environ Manage* 249 (2019) 109408. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109408>.
- [109] J. Antal, Z. Barcsák, J. Bernáth, I. Berki, F. Bényei, B. Debreczeni, G. Füleky, Z. Győri, L. Kárpáti, K. Lammel, J. Loch, A. Lőrincz, K. Rajkainé Végh, K. Sárdi, P. Soós, L. Szabó, E. Szűcs, Z. Szüle, I. Terbe, L. Tolner, *Tápanyag-gazdálkodás, IV.*, Budapest, 2004.
- [110] J. Lock, Á. Nosticzius, *Agrokémia és növényvédelmi kémia, II.*, Budapest, 2004.
- [111] M. Konrad, *A növények táplálkozása és anyagcsereje, I.*, Mezőgazdasági , Budapest, 1976.
- [112] R. Crooks, P. Prentice, Extensive Investigation Into Field Based Responses to a Silica Fertiliser, *Silicon* 9 (2017) 301–304. <https://doi.org/10.1007/s12633-015-9379-3>.
- [113] K. V. Peter, *Handbook of herbs and spices Volume 2*, Woodhead Pub, 2012.
- [114] Atsdr, *Toxicological profile for aluminium*, 2008.
- [115] D.J. Brautigan, P. Rengasamy, D.J. Chittleborough, Aluminium speciation and phytotoxicity in alkaline soils, *Plant Soil* 360 (2012) 187–196. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1232-5>.
- [116] B.O. Rosseland, T.D. Eldhuset, M. Staurnes, Environmental effects of aluminium, *Environ Geochem Health* 12 (1990) 17–27. <https://doi.org/10.1007/BF01734045>.
- [117] D. Dong, I. Thornton, M.H. Ramsey, Influence of soil-extractable aluminium and pH on the uptake of aluminium from soil into the soybean plant (*Glycine max*), *Environ Geochem Health* 15 (1993) 105–111. <https://doi.org/10.1007/BF02627828>.

- [118] Ulrich Förstner, Land contamination by metals: Global scope and magnitude of problem, Lewis Publishers (CRC Press) Boca Raton, Germany, 1994.
- [119] B. Shahzad, M. Tanveer, A. Rehman, S.A. Cheema, S. Fahad, S. Rehman, A. Sharma, Nickel; whether toxic or essential for plants and environment - A review, *Plant Physiology and Biochemistry* 132 (2018) 641–651. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.10.014>.
- [120] P.J. White, P.H. Brown, Plant nutrition for sustainable development and global health, *Ann Bot* 105 (2010) 1073–1080. <https://doi.org/10.1093/aob/mcq085>.
- [121] P.K. Hepler, L. Vidali, A.Y. Cheung, Polarized Cell Growth in Higher Plants, *Annu Rev Cell Dev Biol* 17 (2001) 159–187. <https://doi.org/10.1146/annurev.cellbio.17.1.159>.
- [122] Q. Li, Y. Gao, A. Yang, Sulfur Homeostasis in Plants, *Int J Mol Sci* 21 (2020) 8926. <https://doi.org/10.3390/ijms21238926>.
- [123] N. Farhat, A. Elkhouni, W. Zorrig, A. Smaoui, C. Abdelly, M. Rabhi, Effects of magnesium deficiency on photosynthesis and carbohydrate partitioning, *Acta Physiol Plant* 38 (2016) 145. <https://doi.org/10.1007/s11738-016-2165-z>.
- [124] P. Marschner, Mineral Nutrition of Higher Plants, III., Australia, 2012.
- [125] M. Becana, J.F. Moran, I. Iturbe-Ormaetxe, Iron-dependent oxygen free radical generation in plants subjected to environmental stress: toxicity and antioxidant protection, *Plant Soil* 201 (1998) 137–147. <https://doi.org/10.1023/A:1004375732137>.
- [126] J.C.G. Ottow, G. Benckiser, I. Watanabe, S. Santiago, Multiple nutritional soil stress as the prerequisite for iron toxicity of wetland rice (*Oryza sativa* L.), *Tropical Agriculture* 60 (1983) 102–106.
- [127] C.D. Foy, A.L. Fleming, Aluminum tolerances of two wheat genotypes related to nitrate reductase activities, *J Plant Nutr* 5 (1982) 1313–1333. <https://doi.org/10.1080/01904168209363064>.
- [128] J.C. Polacco, P. Mazzafera, T. Tezotto, Corrigendum to “Opinion – Nickel and urease in plants: Still many knowledge gaps” [*Plant Sci.* 199–200 (2013) 79–90], *Plant Science* 205–206 (2013) 1. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2013.01.007>.
- [129] M.U. Hassan, M.U. Chattha, I. Khan, M.B. Chattha, M. Aamer, M. Nawaz, A. Ali, M.A.U. Khan, T.A. Khan, Nickel toxicity in plants: reasons, toxic effects, tolerance mechanisms, and remediation possibilities—a review, *Environmental*

- Science and Pollution Research 26 (2019) 12673–12688.
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-04892-x>.
- [130] S.K. Rautaray, B.C. Ghosh, B.N. Mittra, Effect of fly ash, organic wastes and chemical fertilizers on yield, nutrient uptake, heavy metal content and residual fertility in a rice–mustard cropping sequence under acid lateritic soils, *Bioresour Technol* 90 (2003) 275–283. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00132-9](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00132-9).
- [131] Z.S. Chen, C.C. Tsai, C.C. Tsui, Proposed regulation of soil pollutants in Taiwan soils, Taipei, 1999.
- [132] L. Sosa, A. Llanes, H. Reinoso, M. Reginato, V. Luna, Osmotic and Specific Ion Effects on the Germination of *Prosopis strombulifera*, *Ann Bot* 96 (2005) 261–267. <https://doi.org/10.1093/aob/mci173>.
- [133] S.P. Chowdhury, K. Dietel, M. Rändler, M. Schmid, H. Junge, R. Borriss, A. Hartmann, R. Grosch, Effects of *Bacillus amyloliquefaciens* FZB42 on Lettuce Growth and Health under Pathogen Pressure and Its Impact on the Rhizosphere Bacterial Community, *PLoS One* 8 (2013) e68818. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0068818>.
- [134] C.L. Lockwood, D.I. Stewart, R.J.G. Mortimer, W.M. Mayes, A.P. Jarvis, K. Gruiz, I.T. Burke, Leaching of copper and nickel in soil-water systems contaminated by bauxite residue (red mud) from Ajka, Hungary: the importance of soil organic matter, *Environmental Science and Pollution Research* 22 (2015) 10800–10810. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4282-4>.
- [135] E. De Sigmond, W.P. Kelley, S. de Fináli, Hungarian alkali soils and methods of their reclamation., Berkeley, 1927.
- [136] T. Tóth, Salt-Affected Soils and Their Native Vegetation in Hungary, in: 2010: pp. 113–132. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9673-9_13.
- [137] Gy. Füleky, A. Bidló, B. Bíró, E. Tombácz, E. Horváth, E. Michéli, L. Pápay, A. Farsang, *Talajvédelem, talajtan*, 2nd ed., Pannon Egyetem, Veszprém, 2011.
- [138] International Union of Soil Sciences Working Group World Reference Base, World reference base for soil resources 2022 : International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, 2022.
- [139] J.A. Carreira, B. Viñeola, K. Lajtha, Secondary CaCO₃ and precipitation of P–Ca compounds control the retention of soil P in arid ecosystems, *J Arid Environ* 64 (2006) 460–473. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.06.003>.

- [140] A. Anton, M. Rékási, N. Uzinger, G. Széplábi, A. Makó, Modelling the Potential Effects of the Hungarian Red Mud Disaster on Soil Properties, *Water Air Soil Pollut* 223 (2012) 5175–5188. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1269-3>.
- [141] F. Nsanganwimana, L. Marchand, F. Douay, M. Mench, *Arundo donax* L., a Candidate for Phytomanaging Water and Soils Contaminated by Trace Elements and Producing Plant-Based Feedstock. A Review, *Int J Phytoremediation* 16 (2014) 982–1017. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.810580>.
- [142] D.J. Akhurst, G.B. Jones, M. Clark, D. McConchie, Phosphate Removal from Aqueous Solutions using Neutralised Bauxite Refinery Residues (Bauxsol™), *Environmental Chemistry* 3 (2006) 65. <https://doi.org/10.1071/EN05038>.

Ábrajegyzék

1. ábra: A Bayer technológia folyamatábrája [5].....	17
2. ábra: A Sida (<i>Sida hermaphrodita</i> L.) morfológiája [75].....	26
3. ábra: A csicsóka (<i>Helianthus tuberosus</i> L.) morfológiai jegyei.....	27
4. ábra: A mezei juhar virága, levele és termése.....	28
5. ábra: A kocsányos tölgy (<i>Quercus robur</i> L.) levele és makk termése [84].....	29
6. ábra: Fehér nyár levelének felszíne és fonákja, valamint méretének szemléltetése [87].....	30
7. ábra: A turkesztáni szil (<i>Ulmus pumila</i> L.) morfológiai jegyei.....	31
8. ábra: A fehér akác (<i>Robinia pseudoacacia</i>) morfológiai jegyei [90].....	32
9. ábra: A kísérletek során felhasznált 167. számú balatoni iszap mintavételi helye [92].....	36
10. ábra: Az ÉBH Észak-Balatoni Hulladékgazdálkodási Nonprofit Kft. által üzemeltetett balatonfüredi komposzttelep [93].....	37
11. ábra: A mikrobiom vizsgálat lépései. 1 - cserép bontás és növényi morfológia vizsgálat; 2 - gyökér mintavételezése; 3 - DNS szekvenálás.....	42
12. ábra: A „száraz” (felső sor) és a „nedves” (alsó sor) homogenizációs eljárás bemutatása [102].....	46
13. ábra: Vörösiszapot és balatoni iszapot tartalmazó közegek létrehozása „nedves” keverési eljárással.....	48
14. ábra: Az I/a. kísérlet során létrehozott balatoni-iszapot és vörösiszapot tartalmazó talajmátrixok.....	49
15. ábra: Az I/b. kísérlet során létrehozott szennyvíziszapot és vörösiszapot tartalmazó talajmátrixok.....	50
16. ábra: A növények elhelyezése a klímakamrában.....	52
17. ábra: A méretnövelt kísérlet betakarítás előtti, végső állapota [103].....	54
18. ábra: A vörösiszapot tartalmazó talajmátrix inhomogenitása. Jól kivehetőek a virágföldet tartalmazó göbök.....	56
19. ábra: A Keyence VHX digitális mikroszkóp képei a két keverési eljárás homogenitását mutatják (balra: "nedves" homogenizálás; jobbra: "száraz" homogenizálás [102].....	58

20. ábra: A „nedves”-, és „száraz” keverési eljárással létrehozott, tömegállandóságig szárított talajhelyettesítő közeg homogenitásának vizsgálata.....	59
21. ábra: A 40 m/m% RM tartalom melletti csíraszám két ismétlésben.....	59
22. ábra: Az átlagos növénymagasság a vörösiszap koncentráció hatására a "B" előkísérletben [102]	60
23. ábra: A fehér mustár (<i>Sinapis alba</i>) tesztnövény gyökérzetének vizsgálata a „B” előkísérlet 15 m/m% vörösiszapot tartalmazó talajmátrixában	61
24. ábra: A talajközegek elemösszetétele a réz, cink, ólom és nikkel tekintetében a különböző keverékekben és a hozzájuk tartozó küszöbértékek a 6/2009. (IV.4.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján [102]	65
25. ábra: Az RMhatása a növények növekedési ütemére [102].....	66
26. ábra: Tesztnövények gyökérzetének fejlettsége és sűrűsége (1-5) [102].....	67
27. ábra: A vizsgált elemek biokoncentrációs tényezői a különböző talajkeverékekben [102].....	70
28. ábra: A növény növekedésének megfigyelése a 30. napon.....	77
29. ábra: A gyökérszónában található baktériumok relatív gyakorisága a törzsek szintjén.....	79
30. ábra: A vízben oldható sótartalom átlag értékei a vörösiszapos kezelésekkel végzett szabadtéri növénykísérletek két egymást követő évében [103].....	82
31. ábra: A szibériai szil (<i>Ulmus pumila L.</i>) gyökérzetének biomasszája az első és a második évben [103].....	86
32. ábra Vörös trágyagiliszta akkut toxicitási vizsgálat a talajhelyettesítő közegekben	87
33. ábra: A pH és a foszfor eltávolításának változása a keverési idő függvényében, különböző sósvadózisokkal, kezdeti TP átl. = 10,17 mg/l [104].....	88
34. ábra: Az empirikus vörösiszap- és sósvadkonzentrációk korrelációja [104].....	89
35. ábra: A vörösiszap, a sósvad és a keletkező pH közötti kapcsolat azonosítására szolgáló mért értékek egy 200 ml-es 10 mg P/L modelloldatban. A színezés a szemléltetést szolgálja [104].....	90
36. ábra: A vörösiszap, a sósvad és a vezetőképesség közötti kapcsolat 20 perces kevertetés után 10 mg P/L 200 ml-es modelloldatban. A színezés csak szemléltetésre szolgál [104]	90

37. ábra: A vörösiszap, a sósav és az oldat ortofoszfát tartalma közötti kapcsolat 20 perces kevertetés után 10 mg P/L 200 ml-es modelloldatban. A színezés csak szemléltetésre szolgál [104].....	91
38. ábra: A KOI- és nitrátkoncentráció csökkenése az RM-dózis függvényében [104]	95
39. ábra: A talajszerkezetet eredményező kezdeti talajképződés szabad szemmel is kimutatható a cserepek feltörésekor a kísérlet második évében [103]	99

Táblázatjegyzék

1. táblázat: A kísérletek során felhasznált RM röntgenfluoreszcens spektrométerrel (XRF SPECTRO xSORT COMBI HH03 XRF SPECTRO xSORT COMBI HH03 dokkolóállomással) meghatározott összetétele	34
2. táblázat: A kísérletek során felhasznált szennyvíziszap minták összetétele	35
3. táblázat: A kísérletek során felhasznált balatoni-iszap összetétele	36
4. táblázat: A kísérletek során felhasznált komposzt összetétele	37
5. táblázat: A kereskedelmi forgalomban vásárolt általános virágföld csomagolásán feltüntetett fontosabb paraméterei	38
6. táblázat: Az „A” előkísérlet során létrehozott talajmátrixok összetétele és jelölése	44
7. táblázat: A „B” előkísérlet során létrehozott talajmátrixok összetétele és jelölése	47
8. táblázat: Az I/a. kísérlet során létrehozott talajmátrixok összetétele és jelölése [102]	48
9. táblázat: Az I/b. kísérlet során létrehozott talajmátrixok összetétele és jelölése [102]	49
10. táblázat: A II. kísérlet során létrehozott kezelések jelölése és a talajhelyettesítő közegek összetétele	51
11. táblázat: Valós szennyvízáramokban mért paraméterek [104]	55
12. táblázat: Az I. kísérletben vizsgált talajmátrixok általános tulajdonságai	62
13. táblázat: A talajközegek elemösszetétele az I. kísérletekben az XRF-eredmények alapján (1 mg/kg = 1 µg/g) [102]	64
14. táblázat: A vizsgált növények elemösszetétele a különböző kezelésekben az XRF-eredmények alapján [102]	68
15. táblázat: A II. kísérletben vizsgált talajok általános tulajdonságai a kísérlet elején és végén	71
16. táblázat: A talajkeverékek makrotápelem összetétele a kísérlet elején és végén az XRF mérés alapján	73
17. táblázat: A talajkeverékek mikrotápelem és nehézfém tartalma a kísérlet elején és végén az XRF mérés alapján	74
18. táblázat: A talajkeverékek mikrobiomjának Shannon-diverzitása és Simpson-indexe a 30. napon a nemzetségek szintjén	75

19. táblázat: Talajkeverékek mikrobiom-összetétele. Relatív abundanciák törzsszinten	76
20. táblázat: A <i>Sinapis alba</i> tesztnövények elemösszetétele. SEM eredmények.....	78
21. táblázat: Az öt legfontosabb baktériumnemzetség relatív gyakoriságának változása a nemzetség szintjén	80
22. táblázat: A növénykísérlet során mért talajparaméterek változása a két egymást követő évében [103].....	81
23. táblázat: A növények növekedési jegyei a növénykísérlet második évében [103]	84
24. táblázat: A vörösiszap sztöchiometria és kísérletek alapján kiszámított dózisa [104].....	87
25. táblázat: SBR reaktorból származó szennyvízben végzett foszformegkötési vizsgálat eredménye[104]	93
26. táblázat: Az ortofoszfáttal dúsított, kezelt kommunális szennyvíz adszorpciós kísérletének eredményei [104].....	94
27. táblázat: A hulladéklerakó csurgalékvíz adszorpciós kísérletének eredményei [104]	94

Új tudományos eredmények, tézisek

- I. **Kifejlesztettem egy új nedves keverési eljárást, kihasználva a vörösiszap tixotróp tulajdonságait, melynek segítségével a vörösiszap és egyéb más hulladék homogén elegyét tudom létrehozni.** Az eljárás nem csak tenyészedényes kísérletek során, hanem szabadföldi kísérletek során is, nagymennyiségben alkalmazható talajhelyettesítő közeg létrehozására.

Kapcsolódó publikáció: K. M. BERTA, R. KURDI, P. LUKÁCS, M. PENK, V. SOMOGYI, (2021): *Red mud with other waste materials as artificial soil substitute and its effect on Sinapis alba*. Journal of Environmental Management 287/112311. ISSN: 0301-4797. 2021.

- II. **Bebizonyítottam, hogy 15 és 30 m/m% vörösiszap és egyéb más hulladékokat tartalmazó talajhelyettesítő közeg együttes hatása pozitívan hat a *Sinapis alba* lágyszárú tesztnövényre.**

- a) **A kísérlet sorozat eredmények alapján megállapítottam, hogy a 15 és 30 m/m% vörösiszap tartalmú talajhelyettesítő közegek alkalmasak a növények termesztésére,** rekultivált területeken, ellenőrzött körülmények között. Csíragátlást, valamint csírázás során a kifejlett tesztnövényben morfológiai elváltozást a 30 m/m% vörösiszap tartalom nem okozott. A leromlott, erősen erodált tulajdonságokat mutató talaj esetében, már a 15 m/m % vörösiszap tartalom javította a vizsgált közeg fizikai és vízháztartási paramétereit.

Kapcsolódó publikáció: K. M. BERTA, R. KURDI, P. LUKÁCS, M. PENK, V. SOMOGYI, (2021): *Red mud with other waste materials as artificial soil substitute and its effect on Sinapis alba*. Journal of Environmental Management 287/112311. ISSN: 0301-4797. 2021.

- b) **Az elemanalízis kimutatta, hogy a kísérletekhez kiválasztott tesztnövény, a *S.alba* a titán kivételével nem hajlamos a vizsgált elemek egyikének túlzott felhalmozására sem. Ebből arra a következtetésre jutottam, hogy a vizsgált vörösiszapot és hulladék iszapot tartalmazó talajhelyettesítő közeg felhasználható olyan növények termesztésére (akár energia növények),**

amelyek nem hajlamosak a bioakkumulációra, rekultivált területeken, ellenőrzött körülmények között.

Kapcsolódó publikáció: K. M. BERTA, R. KURDI, P. LUKÁCS, M. PENK, V. SOMOGYI, (2021): *Red mud with other waste materials as artificial soil substitute and its effect on Sinapis alba*. Journal of Environmental Management 287/112311. ISSN: 0301-4797. 2021.

III. Bebizonyítottam, hogy a vörösiszapot és szennyvíziszapot tartalmazó talajhelyettesítő közeg együttes hatása pozitívan hat méretnövelt kísérlet során fásszárú tesztnövények esetében is.

- a) **A vörösiszapot és szennyvíziszapot tartalmazó talajhelyettesítő közeg a kísérleti eredmények alapján kiválóan alkalmazható méretnövelt kísérletek során, fásszárú tesztnövények esetében is.** Jó megeredést és növekedést eredményezett *Szil*, *Fehérnyár*, *Fehér akác* fajok és a *Sida energianövény* vizsgálata során. A létrehozott talajhelyettesítő közeg leromlott, erősen erodált területeken kiválóan alkalmazható **rekultivációra, ellenőrzött körülmények között.**

Kapcsolódó publikáció: B. HEIL, D. HEILIG, V. CSANÁDY, K.M. BERTA, R. KURDI, R. FEJES, G. KOVÁCS (2022): *Effects of Red Mud on Plant Growth in an Artificial Soil Mixture*. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 18 (2), 151-166.

IV. Bebizonyítottam, hogy a vörösiszap hatására elszaporodnak a savképző baktériumok, ennek köszönhetően a szervesanyag bontási folyamatai felgyorsulnak. Igazoltam, hogy a vörösiszap hatására a gyökérszövetben felszaporodott savképző baktériumok hozzájárultak, a növények fejlődési szakaszhoz szükséges megfelelő mennyiségű foszfor felvételéhez.

- a) Ez az első olyan vizsgálat, amely a *R. cellulosilyticum* és a *P. peli* feltételezett pozitív hatását mutatja a *S. alba* növekedésére 30% vörösiszap tartalmú talajkeverékben.
- b) A vörösiszap még 30%-ban sem gyakorolt toxikus hatást a talajhelyettesítő közegben élő baktériumokra a 30 napos inkubáció alatt.

Tervezett publikáció (beküldés alatt): K. M. BERTA, R. KURDI, P. KESSERŰ (2024): *Rhizobiome analysis of Sinapis alba in red mud with green waste compost materials as artificial soil substitute.*

- V. **Igazoltam, hogy a vörösiszap por hatékonyan távolítja el a hulladékvizekből származó foszfort. A foszforban dús vörösiszap felhasználható a vörösiszapot és szennyvíziszapot tartalmazó talajhelyettesítő közegben, rekultivációra váró területen, ezzel visszaszorítva a magas nitrogén tartalmú műtrágyák használatát.**
- a) A vörösiszap 30 szoros dózisban távolítja el a hulladékvizek foszfortartalmát (10 mg/l P tartalomról 0,2 mg/l P tartalomig) 20 perces kevertetés mellett a kereskedelmi forgalomban kapható folyékony koagulánsokhoz képest.
 - b) A folyamat költségei 50%-kal emelkednének, de a kikerülő anyagot „nyersanyagként” tudjuk hasznosítani a korábban bemutatott növényi kísérletekben, a kísérletek során keletkezett hulladék depónián történő ártalmatlanítás helyett.

Kapcsolódó publikáció: V. SOMOGYI, V. PITÁS, K. M. BERTA, R. KURDI, (2022): *Red Mud as Adsorbent to Recover Phosphorous from Wastewater Streams.* Sustainability 14 (20), 13202. ISSN: 0301-4797. <https://doi.org/10.3390/su142013202>

Theses

- I. I have developed a new wet mixing process, exploiting the thixotropic properties of red mud, to produce a homogeneous mixture of red mud and other waste. The procedure can be used not only in culture tank experiments but also in field experiments to produce large quantities of soil replacement media.

Related publications. SOMOGYI, (2021): *Red mud with other waste materials as artificial soil substitute and its effect on Sinapis alba*. Journal of Environmental Management 287/112311. ISSN: 0301-4797. 2021.

- II. I have demonstrated that the combined effect of red mud and other waste materials as soil substitute medium has a positive effect on the herbaceous test plant *Sinapis alba*.
 - a) Based on the results of a series of experiments, I found that soil replacement media containing 15 and 30 m/m% red mud are suitable for growing the plants in reclaimed areas under controlled conditions. Germination, germination and morphological changes in the adult test plant were not caused by 30 m/m% red mud. In the case of degraded soils with highly eroded properties, a red mud content of 15 m/m% already improved the physical and water balance parameters of the test medium.

Related publications K. M. BERTA, R. KURDI, P. LUKÁCS, M. PENK, V. SOMOGYI, (2021): *Red mud with other waste materials as artificial soil substitute and its effect on Sinapis alba*. Journal of Environmental Management 287/112311. ISSN: 0301-4797. 2021.

- b) Elemental analysis showed that the test plant selected for the experiments, *S.alba*, was not susceptible to excessive accumulation of any of the elements tested, except titanium. It was concluded that the soil replacement medium containing the tested red mud and waste sludge could be used for the cultivation of plants (even energy crops) that are not prone to bioaccumulation, in reclaimed areas under controlled conditions.

Related publications K. M. BERTA, R. KURDI, P. LUKÁCS, M. PENK, V. SOMOGYI, (2021): Red mud with other waste materials as artificial soil substitute and its effect on *Sinapis alba*. Journal of Environmental Management 287/112311. ISSN: 0301-4797. 2021.

III. I proved that the combined effect of a soil replacement medium containing red mud and sewage sludge has a positive effect on woody test plants in a scale-up experiment.

- a) The experimental results show that a soil replacement medium containing red mud and sewage sludge is highly effective in size-limited experiments with woody test plants. It has resulted in good establishment and growth in trials of Sil, White Cottonwood, White Acacia and Sida energy plant. The soil replacement medium created is excellent for reclamation in degraded, highly eroded areas under controlled conditions.

Related publications: B. HEIL, D. HEILIG, V. CSANÁDY, K.M. BERTA, R. KURDI, R. FEJES, G. KOVÁCS (2022): *Effects of Red Mud on Plant Growth in an Artificial Soil Mixture*. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 18 (2), 151-166

IV. I have shown that red sludge causes an increase in acid-forming bacteria, which accelerates the decomposition of organic matter. I have shown that the acidifying bacteria in the root zone, which were increased by the red mud, contributed to the uptake of phosphorus, which is necessary for the development of plants.

- a) This is the first study showing the putative positive effect of *R. cellulositicum* and *P. peli* on the growth of *S. alba* in a 30% red mud soil mixture.
- b) Even at 30%, red mud had no toxic effect on the bacteria in the soil replacement medium during the 30-day incubation.

Planned publication (forthcoming): K. M. BERTA, R. KURDI, P. KESSERŰ (2024): *Rhizobiome analysis of Sinapis alba in red mud with green waste compost materials as artificial soil substitute*.

V. I have demonstrated that red mud powder is effective in removing phosphorus from waste water. Phosphorus-rich red mud can be used as a soil substitute medium for red mud in areas awaiting reclamation, thus reducing the use of high nitrogen fertilizers.

- a) The red mud removes phosphorus from waste water in 30 close doses (from 10 mg/l P content to 0.2 mg/l P content) with 20 minutes of mixing compared to commercially available liquid coagulants.
- b) The cost of the process would increase by 50%, but the resulting material could be used as "raw material" in the plant experiments described earlier, instead of disposing of the waste from the experiments in landfills.

Related publications. V. SOMOGYI, V. PITÁS, K. M. BERTA, R. KURDI, (2022): ***Red Mud as Adsorbent to Recover Phosphorous from Wastewater Streams***. Sustainability 14 (20), 13202. ISSN: 0301-4797. <https://doi.org/10.3390/su142013202>

Publikációk lista

Az értekezés tézispontjait alátámasztó publikációk:

Idegen nyelvű referált nemzetközi folyóiratban első szerzős cikk

1. K. M. BERTA, R. KURDI, P. LUKÁCS, M. PENK, V. SOMOGYI, (2021): *Red mud with other waste materials as artificial soil substitute and its effect on Sinapis alba*. Journal of Environmental Management 287/112311. ISSN: 0301-4797. 2021.
2. K. M. BERTA, R. KURDI, P. KESSERŰ (2024): Rhizobiome analysis of Sinapis alba in red mud with green waste compost materials as artificial soil substitute. Science of the Total Environment (folyamatban lévő)

Idegen nyelvű referált nemzetközi folyóiratban cikk (társzerzőként)

3. V. SOMOGYI, V. PITÁS, K. M. BERTA, R. KURDI, (2022): *Red Mud as Adsorbent to Recover Phosphorous from Wastewater Streams*. Sustainability 14(20), 13202. ISSN: 0301-4797. <https://doi.org/10.3390/su142013202>

Idegen nyelvű lektorált folyóiratban cikk (társzerzőként)

4. B. HEIL, D. HEILIG, V. CSANÁDY, K.M. BERTA, R. KURDI, R. FEJES, G. KOVÁCS (2022): Effects of Red Mud on Plant Growth in an Artificial Soil Mixture. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 18 (2), 151-166.

Előadás idegen nyelven, nemzetközi konferencián (társzerzőként)

5. V. SOMOGYI, V. PITÁS, K. M. BERTA, R. KURDI, (2020): *Red Mud as Coagulant to Recover Phosphorous from Wastewater* 15th Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems. Cologne. Germany. 2020. Book of abstracts page 336. ISSN: 1847-7178.
6. K. M. BERTA, R. KURDI, GY. KOVÁCS, V. SOMOGYI, (2020): *Effect of Secondary Raw Material from Red Mud and Other Waste on Test Plants* 15th Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems. Cologne. Germany. 2020. Book of abstracts page 338. ISSN: 1847-7178.

Előadás magyar nyelven, konferencián (előadóként)

7. BERTA K. M., BUI P., KURDI R. 2018. *Vörösiszap, mint másodnyersanyag felhasználása helyettesítő talajközeg létrehozására*. PhD hallgatók anyagtudományi napja Veszprém, 2018.11.26.
8. BERTA K. M., 2019.: *The utilization of red mud as a secondary raw material by means of the addition of industrial / residential waste*. Green Solutions 2019 Conference. Veszprém. Magyarország.

Poszter idegen nyelven, nemzetközi konferencián

9. BERTA K. M., RÁCZ G., SOMOGYI V., KURDI R. (2019): *Secondary raw material from red mud and other sludge waste*. 14th Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems. Dubrovnik. Croatia. 2019. Book of abstracts page 677. ISSN: 1847-7186.

Egyéb publikációk:

Magyar nyelvű lektorált folyóiratban első szerzős cikk

1. BERTA K. M., FÜLEKY GY., FUCHS M., FUTÓ Z., HOLES A., GULYÁS M., 2018. - *Pirólízis szilárd végtermékek és komposzt hatása néhány növényfejlődési-, és talaj paraméterre homokszövetű talajon tenyészedényes modellkísérletben*. Membrántechnika és ipari biotechnológia IX/4 2018. 62-69.p.

Könyv, könyvfejezet magyar nyelven

2. BERTA K. KURDI R.(2019): 9 CÉL – *Ipar, Innováció és infrastruktúra., Földünk állapota – A fenntartható fejlődési célok tükrében*. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet munkaközössége. p: 93-101. ISBN:978 963 133 9

Előadás magyar nyelven, konferencián (előadóként)

3. BERTA K. M. *Új talajtípus azonosítása és területi lehatárolása archív talajadatok felhasználásával a Körös – Maros vidék területén*. Szent István Egyetem, Tudományos Diákköri Konferencia 159. p. 2010.
4. BERTA K. M.,2021.: *A papírhulladék helyzete a körkörös gazdaságban*. OOK PRESS Konferencia 2021. Veszprém. Magyarország

Poszter idegen nyelven, nemzetközi konferencián

5. J. BOBEK-NAGY, E. TÓTH, R. FEJES, K.M. BERTA, A. SARKADY, R. KURDI (2023): *OFMSW as a potential secondary raw material for chemical recycling*. Prague, Czech Republic. 2023. Book of abstracts page 1522.
6. KINGA M. BERTA, MÁTÉ KARLIK (2023): *Identifying and remediating red mud contamination in soil*. 30th Poster Day. Bratislava, Szlovákia 2023.11.08. - 2023.11.08. Book of abstracts page 43. ISBN: 978-80-89139-59-0.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek *Dr. Kurdi Róbertnek*, hogy munkám során feltétlen támogatott, irányított, részesévé tett egy fantasztikus csapatnak és olyan lehetőségeket biztosított a szakmai fejlődésemhez, amiért mindig hálás leszek.

Külön köszönöm *Pitás Viktóriának* a kutató munkám során adott szakmai segítségét, szakmai és baráti tanácsait, türelmét és az örökké tartó bátorítását.

Kiemelt köszönet illeti *Dr. Kesserű Pétert* és *Dr. Heil Bálintot*, akik kutatói munkám során szakmai tudásukkal és rengeteg tanáccsal láttak el.

Szeretnék köszönetet mondani *Dr. Karlik Máténak*, aki nagy segítségemre volt az XRF mérési eredmények kiértékelésében.

Köszönettel tartozom a Pannon Egyetem Bio-, Környezet- és Vegyészmérnöki Kutató-Fejlesztő Központ, Fenntarthatósági Megoldások Kutatólaboratórium munkatársainak, kiemelve *Dr. Somogyi Violát*, *Kulcsár Gvendolint*, *Német Rajmundot* és *Bui Pált*, akik nagy segítségemre voltak a növényi és P kísérletek kialakításában, a kísérleti rendszerek megalkotásában, továbbá a kísérletek gyakorlati lebonyolításában.

Köszönöm a segítséget az Anyagtudományi Intézet valamennyi munkatársának kiemelve *Dr. Jakab Miklóst*, aki a mikroszkópos felvételek elkészítésében nyújtott hatalmas segítséget és *Bakos Ferencné*t, *Marcsit*, aki segített a renget növényi-, és talajminta elizáltásában és végtelen türelemmel fogadta a szaghatások okozta végeleáthatatlan kollegális panaszokat.

Ez úton is köszönöm a *Toxi-Coop Zrt.* munkatársainak segítségét a toxikológiai vizsgálatok során.

Végül, de nem utolsó sorban ezúton is szeretnék köszönetet mondani a *Családomnak* és a *Barátaimnak* a türelmükért, a töretlen hitükért és a támogatásukért!

A kutatás pénzügyi háttérét a GINOP-2.2.1-15-2017-00106 azonosítójú pályázat biztosította.

Mellékletek

M1 melléklet

Az „A” és „B” előkísérelt során az öntözéshez felhasznált csapvíz átlagosan vett pH értéke

A kísérletek napjai	pH („A”)	pH („B”)
1	7,2	7,5
2	7,2	7,5
3	7,6	7,5
4	7,5	7,6
5	7,3	7,5
6	7,3	7,8
7	7,4	7,5
8	7,2	7,6
9	7,2	7,7
10	7,5	7,5
11	7,5	7,5
12	7,2	7,5
13	7,5	7,8
14	7,5	7,5
15	7,6	7,5
16	7,2	7,5
17	7,2	,5
18	7,2	7,5
19	7,2	7,5
20	7,4	-

M2 melléklet

A vörös trágyagiliszta (*Eisenia fetida*) akkut tesztben mért átlag tömege a különböző talajhelyettesítő közegben

Kezelés	Nap	Egyedek átlag tömege (mg)
Kontroll	0.	354
	7.	340
	14.	336
BI15RM	1.	406
	7.	384
	14.	348
BI30RM	1.	384
	7.	368
	14.	348
SZI15RM	1.	388
	7.	364
	14.	355
SZI30RM	1.	380
	7.	362
	14.	333
KK-NS	1.	366
	7.	360
	14.	362
KRM15-NS	1.	395
	7.	385
	14.	388
KRM30-NS	1.	349
	7.	342
	14.	336

M3 Melléklet

Különböző RM dózisosok P megkötőképességének vizsgálata (10 mg P/ 200 ml) a pH függvényében

	Mintához mért vörösiszap	pH				P koncentráció			vezetőképesség	
		HCL	szűrés után	24 órás	24 óra	közvetlenül keverés után	24 óra után	közvetlenül szűrés után	24 óra után	
				tiszta rész	szűrt változás					
	mg	µl	-			mg/l		µS/cm		
1_1	389,4	0	7,99	9,56	1,57	8,16	0,22	156	248	
1_2	584,6	0	8,29	10,09	1,79	6,32	0,08	185	328	
1_3	1169,3	0	9,21	10,42	1,21	1,64	0,00	279	509	
1_4	2335,3	0	10,08	10,85	0,76	0,18	0,00	531	812	
1_5	3501,9	0	10,28	10,83	0,56	0,05	0,00	719	996	
2_1	389,6	400,0	4,11	4,53	0,42	5,93	1,22	976	989	
2_2	584,0	400,0	4,39	5,25	0,86	4,26	0,00	1004	1058	
2_3	1167,8	400,0	5,49	7,90	2,42	0,04	0,00	1136	1254	
2_4	2334,8	400,0	6,92	9,04	2,11	0,02	0,00	1400	1468	
2_5	3501,5	400,0	7,69	9,32	1,63	0,28	0,00	1556	1561	
3_1	1167,5	130,0	7,57	9,63	2,06	2,82	0,23	632	732	
3_2	1167,1	200,0	7,38	9,46	2,08	0,64	0,11	791	875	
3_3	1168,1	400,0	5,42	8,45	3,03	0,09	0,02	1177	1283	
3_4	1168,2	700,0	4,42	5,64	1,22	4,14	0,00	1760	1843	
3_5	1168,0	1200,0	4,14	4,36	0,22	7,39	0,77	2660	2753	
4_1	390,2	130,0	6,63	8,33	1,70	0,59	0,43	430	487	
4_2	388,8	1200,0	2,82	3,65	0,84	6,65	7,21	3070	2425	
4_3	3501,8	130,0	9,11	10,09	0,98	0,21	*	882	1028	
4_4	3503,6	1200,0	5,96	8,33	2,37	0,01	0,02	3035	3125	

Különböző RM dózisosok P megkötőképességének vizsgálata:

