

DEBRECENI EGYETEM

**MEZŐGAZDASÁG-, ÉLELMISZERTUDOMÁNYI ÉS
KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI KAR**

**AGRÁR - ÉS GAZDÁLKODÁSTUDOMÁNYOK CENTRUMA
NÖVÉNYTUDOMÁNYI INTÉZET
MEZŐGAZDASÁGI NÖVÉNYTANI ÉS NÖVÉNYÉLETTANI NEM
ÖNÁLLÓ TANSZÉK**

**Intézetigazgató
Prof. Dr. Pepó Péter
egyetemi tanár**

**Tanszékvezető
Dr. Lévai László
egyetemi docens**

**VESZÉLYES HULLADÉKOK, VAGY HASZNOS
MELLÉKTERMÉKEK?
A FAHAMU ÉS SZALMAHAMU**

**Írta:
BOJTOK KÁROLY**
környezetgazdálkodási agrármérnök hallgató, II. MSc

**Témavezetők:
Tóth Brigitta, PhD hallgató
Dr. habil Juhász Csaba, egyetemi docens**

Debrecen
2011.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki

Dr. habil Juhász Csaba egyetemi docensnek,
Tóth Brigitta, PhD hallgató konzulenseimnek,
valamint

Dr. Lévai László egyetemi docensnek,
Csákyné Faragó Erzsébet és Oláhné Tóth Ibolya laboránsoknak,
hogy a munkám végzésében segítségemre voltak.

Tartalomjegyzék

Köszönetnyilvánítás	2
Tartalomjegyzék	3
1. Bevezetés	4
2. Célkitűzés	5
3. Irodalmi áttekintés	6
3.1. Hulladékgyűjtés	6
3.1.1. Alapfogalmak	6
3.1.2. XLIII./2000 törvény a hulladékgyűjtésről	7
3.1.3. A hulladékok fajtái	7
3.1.4. A hulladékgyűjtés helyzete	8
3.1.5. A hulladékgyűjtés gyakorlati megvalósítása	8
3.2. A hamu	9
3.2.1. A hamu fizikai-kémiai tulajdonságai	10
3.2.2. A hamu hatása a talaj kémiai és fizikai tulajdonságaira	12
3.2.3. A hamu hatása a talaj savanyúságára	13
3.2.4. A hamu hatása a makro- és mikroelemekre	13
3.2.4. A hamu hatása a csírázásra	15
3.3. A fahamu és szalmahamu	15
3.4. A vizsgált fa- és szalmahamuban található fontosabb elemek	18
3.4.1. A kalcium	18
3.4.2. A vas	18
3.4.3. A kálium	19
3.4.4. A magnézium	20
3.4.5. A foszfor	20
3.4.6. Az alumínium	21
3.5. A Törökszentmiklósi Mezőgazdasági Zrt. bemutatása	22
4. Anyag és módszer	23
4.1. A vizsgálati anyag eredete	23
4.2. A minták kémiai analízise	23
4.3. Relatív klorofill tartalom meghatározása	24
4.4. Száraz tömeg mérése	25
4.5. Toxicitási teszt	25
4.6. A növények nevelése	25
4.7. Az alkalmazott biotrágya	27
4.8. Eredmények kiértékelése	27
5. Eredmények	28
5.1. A minták hatása a mustármag csírázására	28
5.2. A vizsgált fa- és szalmahamuban található fontosabb elemek	29
5.3. A vizsgált anyag hatása a tápoldaton nevelt növények elem-felvételére	30
5.5. Vizsgálati anyagok hatása a kukorica és napraforgó relatív klorofill tartalmára	34
5.6. Vizsgálati anyagok hatása a tápoldatok pH-jára	36
6. Következtetések	38
7. Összefoglalás	39
8. Irodalom	40

1. Bevezetés

Világunkban egyre súlyosabbá váló nyersanyag,- energiahiány és az energiahordozók jelentős költsége szükségszerűen felveti a melléktermék-hasznosítás újabb módjainak megismerését, környezet- és természetvédelmi igényeket is kielégítő melléktermék feldolgozó, hasznosító rendszerek kifejlesztését és alkalmazását. A képződött mezőgazdasági, ipari melléktermékek újrafelhasználásával csökkenthetjük a környezetszennyezést, valamint mérsékelhetjük a természetes energiaforrások kitermelését, amely jelentős energia megtakarítást jelen. Ilyen módon hozzájárulunk a fenntartható fejlődés és gazdálkodás megvalósításához.

A biomassa megfontolt használata elősegíti a termőföld ésszerű használatát, valamint a melléktermékek újrahasznosításával és energiatermelésre való felhasználásával hozzájárul egy ország biztonságos energiaellátáshoz, elősegítve az energiaellátás diverzifikálását. A biomassa energetikai felhasználása az üzemekben alternatív jövedelemforrást nyújthat a vidéken élőknek, az ottani lakosságnak lokális munkahelyeket teremthet, segítve a regionális fejlődést. Javítja a mező - és erdőgazdálkodásról kialakított képet, és létesítményeivel befolyásolja a regionális infrastruktúrát, új műszaki-fejlesztési lehetőségeket jelent ezzel, valamint új iparág fejlődhet ki belőle. A biomassa felhasználása hatást gyakorol a vidékre és a tájra. A biomassa energetikai felhasználása mindenekelőtt, gazdaságossági és környezetvédelmi szempontok miatt indokolt, amelynek háttérben főleg a költségek lefaragása és az üvegházhatású gázok csökkentésének lehetősége áll. Nem célszerű olyan rendszerek kialakítása és működtetése, amelyek több üvegházhatású gáz kibocsátással járnak, mint az általuk felváltott rendszerek.

Napjaink mezőgazdaságával szemben támasztott legfontosabb igény, a felhasznált kemikáliák mennyiségének csökkentése. A fenntartható mezőgazdaság egyik alapvető célkitűzése is éppen az, hogy a felhasznált szerek minimalizálásával szintén lehessen tartani a mezőgazdasági termelést, a minőség egyidejű megőrzésével, vagy javításával. A precíziós mezőgazdaság a vegyszerfelhasználás további minimalizálását tűzte célul. A talajaink termőképességének és minőségének megőrzése legfőbb feladataink egyike. A talajok savanyodásának megállítása, vagy a savanyú talajok minőségének javítása az egyik legfontosabb részfeladata ennek a munkának.

2. Célkitűzés

A megújuló energiaformák használata napjaink központi kérdése. Az energia erdők és energia gyepek telepítése már napjainkban is intenzíven folyik. Az erőművek részleges átállása erre az új tüzelőanyagra azt is jelenti, hogy az intenzív tűzifa, fű termelése miatt a talajok számos, nehezen pótolható (mikro és makro) tápelemben elszegényednek, termőképességük rövid időn belül jelentősen csökkenhet. Másrészt az új típusú energiahordozó elégetése után jelentős mennyiségű melléktermék, a fahamu keletkezik. Ez leegyszerűsítve azt jelenti, hogy egy nagy területről kitermelt növényi tüzelőanyag, szinte összes szervetlen alkotórésze egy helyen, az erőmű környezetében koncentrálódik, miközben a tüzelőanyagot termelő terület ezekben a tápanyagokban folyamatosan elszegényedik.

A biomassza alapú erőművekben és fűtőművekben évente több tízezer tonna hamu keletkezik, aminek hulladékként történő kezelése, elhelyezése költséges és környezeti kockázattal is jár.

Célkitűzésem az volt, hogy laboratóriumi körülmények között vizsgáljam a fahamu és szalmahamu hatását a kukorica és napraforgó kezdeti növekedésére és a kapcsolatos fiziológiai folyamatokra, abból a célból, hogy javaslatot tegyek a keletkezett melléktermék szélesebb körű, gyakorlati felhasználására. A célkitűzésem megvalósításához vizsgáltam a Törökszentmiklósi Mezőgazdasági Zrt. mezőgazdasági üzemből származó hamuk kémiai összetételét és a növényekre gyakorolt fiziológiai hatását.

3. Irodalmi áttekintés

3.1. Hulladékgazdálkodás

3.1.1. Alapfogalmak

Hulladék: az ember mindennapi élete, munkája, gazdasági tevékenysége során keletkező, a keletkezés helyén feleslegessé vált, ott közvetlenül fel nem használható, különböző minőségű és halmazállapotú anyag, termék, maradvány, tárgy, leválasztott szennyezőanyag, szennyezett kitermelt termőföld, amelyet tulajdonosuk sem közvetlenül felhasználni, sem értékesíteni nem tud, és amelynek kezeléséről külön gondoskodni kell (Vermes, 1993).

Melléktermék: olyan anyag, ami a fő termék mellett keletkezik és szintén hasznosítható, valamint értékesíthető.

Hulladékgazdálkodás: „a hulladékkal összefüggő tevékenységek rendszere, beleértve a hulladék keletkezésének megelőzését, mennyiségének és veszélyességének csökkentését, kezelését, ezek tervezését és ellenőrzését, a kezelő berendezések és létesítmények üzemeltetését, bezárását, utógondozását, a működés felhagyását követő vizsgálatokat, valamint az ezekhez kapcsolódó szaktanácsadást és oktatást” (Varga, 2003).

Célja a hulladék mennyiségének csökkentése, hasznosítása, ártalmatlanítás, elhelyezése.

Feladata a környezetünkben megtalálható természeti erőforrásokkal való gazdálkodás és takarékoskodás és a képződő hulladék mennyiségének minimálisra csökkentése. A jól működő hulladékgazdálkodás a keletkező hulladékot minél nagyobb arányban hasznosítja, a nem hasznosuló, vissza nem forgatható hulladékot környezetkímélő módon ártalmatlanítja. (.,2000. évi XLIII. számú hulladékgazdálkodásról szóló törvény alapján).

Biomassza: Biomasszán egy biológiai eredetű szervesanyag-tömeget értünk, amely a szárazföldön és vízben található élő és nemrég elhalt szervezetek (növények, állatok, mikroorganizmusok) maradványaiból képződik. Továbbá idetartoznak a különböző iparágak és az emberek, állatok biológiai eredetű, hulladécai, melléktermékei. A biomassza a szén, kőolaj, földgáz után a világon jelenleg a negyedik legnagyobb energiaforrás. A világon átlagosan az elfogyasztott energia 14%-át biomassza felhasználásával nyerik (Barótfi, 2000).

Megkülönböztetünk elsődleges, másodlagos és harmadlagos biomasszát. Az elsődleges biomassza, a természetes vegetáció és a szántóföldi növények, rét, legelő, kertészetek és az erdőgazdálkodás melléktermékei. A másodlagos biomasszán az állatvilág, gazdasági haszonállatok összességét értjük, továbbá az állattenyésztés főtermékeit, melléktermékeit, valamint hulladékait. A harmadlagos biomassza a biológiai eredetű anyagokat felhasználó iparok termékei, melléktermékei, hulladécai, emberi települések szerves eredetű szerves hulladécai. A biomassza alapvetően 5

területről származhat: növénytermesztés, állattenyésztés, élelmiszeripar, erdőgazdaság és kommunális szféra. A biomassza hasznosításának fő iránya az élelmiszertermelés, a takarmányozás, az energetikai hasznosítás és az agráripari termékek alapanyaggyártása (talajerő-gazdálkodás). Az energetikai hasznosítás közül jelentős hasznosítási mód az eltüzelés, pirolizálás, gázosítás, biogáz előállítás és a biodízel és bioetanol előállítás. Magyarország megújuló energiafelhasználásának kb. 80%-a biomassza felhasználásából származik, kihasználtsága a rendelkezésre álló hatalmas mennyiséghez képest nagyon alacsony (Izsáki, 2000).

3.1.2. XLIII./2000 törvény a hulladékgazdálkodásról

A törvény célja az EU követelményeinek teljesítése, a fenntartható fejlődés elérése, az energia- és nyersanyag-felhasználás csökkentése, az egészség védelme, a természet védelme.

A törvény tartalmazza a hulladékgazdálkodásra vonatkozó alapelveket, kötelezettségeket, a hulladékkezelésre és hasznosításra vonatkozó előírásokat, valamint az önkormányzati és hatósági feladatokat (XLIII./2000 törvény a hulladékgazdálkodásról).

A hulladékgazdálkodásról szóló törvény szerint a hulladékok osztályozása lehet:

- minőség (quality)
- veszélyes (hazardous)
- ártalmatlanítás (destruction)
- hasznosítás (recycling) szerint.

3. 1. 3. A hulladékok fajtái

A hulladékok különböző szempontok alapján csoportosíthatók. A csoportosítás egyik fő szempontja a hulladék eredete. Eredet szerint megkülönböztethetünk termelési (ipari, mezőgazdasági, szolgáltatási) és települési (kommunális) hulladékokat. A két nagy csoportot veszélyes illetve nem veszélyes mivoltuk alapján oszthatjuk tovább fel.

A termelési hulladékok gyártási technológiák és anyag átalakítási folyamatok, vagy üzemek tisztításának maradékai. Hulladékok keletkezhetnek a nem megfelelő technológia illetve a technológia be nem tartása miatt is. A települési hulladékok különböző méretű, szerves illetve szervetlen hulladékok lehetnek, amelyek a település különböző lakóépületeiben, intézményeiben illetve fogyasztási cikkek használatával, a település lakóinak életvitelével összefüggve keletkeznek. Veszélyes hulladékok azok, amelyek a hatályos jogszabályokban és előírásokban megfogalmazott határértéknél nagyobb mennyiségben tartalmaznak veszélyes anyagokat.

Továbbá csoportosíthatjuk a hulladékokat a halmazállapotunk alapján, miszerint megkülönböztetünk, szilárd, folyékony, iszapszerű, és gázszerű hulladékokat.

A hulladékok kezelésénél alkalmazandó gondosság szerint három hulladékkezelési osztályt sorolhatunk fel. Az első osztályba azok a hulladékok tartoznak, amelyeket a háztartási hulladékkal együtt kezelhetünk (égetés, komposztálás). A második osztályba az ipari és különleges üzemek hulladéka tartoznak, amelyek hulladéklerakó telepen nem tárolhatók. A harmadik osztályba olyan hulladékok tartoznak, amelyeknél nem kizárt a veszélyes mértékű toxicitás és környezetszennyező hatás. Ezek csak különleges hulladékkezelő helyeken helyezhetők el (Thyll, 2008).

3. 1. 4. A hulladékgazdálkodás helyzete

Magyarországon közel 70 Mt hulladék képződik évente, beleértve a biomasszát is. Ennek a mennyiségnek kb. 5 %-a veszélyes hulladék.

Az ipariban képződött hulladék 90 %-át erőműi,- kohászati salak, bányászati meddő és szennyvíziszap teszi ki. A mezőgazdasági és élelmiszeripari hulladék, valamint a biomassza 85 %-át növényi maradványok és állattartásból származó trágyák, hígtrágyák adják, és szinte a teljes mennyiséget visszaforgatja a mezőgazdaság. A maradék 15 % többnyire élelmiszeripari eredetű anyag, szintén szerves hulladék, melynek kezelésében a főhatóság irányításával induló Élelmiszeripari Környezetvédelmi Programnak van irányító szerepe.

A települési hulladék része a kb. 4,6 Mt települési szilárd hulladék, melynek kétharmada háztartásokból, egyharmada az intézményekből, vagy üzemekből származik. A települési folyékony hulladék becsült mennyisége 15 Mt.

3. 1. 5. A hulladékgazdálkodás gyakorlati megvalósítása

A hulladékgazdálkodás gyakorlatában alapelvnek számít a „szennyező fizet” elv. Ami azt jelenti, hogy a hulladék kezeléséért, a megfelelő összegyűjtéséért, továbbá hasznosításának és ártalmatlanításának megoldásáért alapvetően a hulladék termelője, vagy a mindenkori tulajdonosa a felelős. A települési hulladék esetében a lakosságot érintő felelősség úgy érvényesül, hogy a települési önkormányzat megszervezi a hulladék kezelését végző közszolgáltatást. A hulladékgazdálkodás gyakorlati megvalósításának három alapvető formája van, ezek, a megelőzés, a hasznosítás és az ártalmatlanítás (2000. évi XLIII. Tv. A hulladékgazdálkodásról).

A keletkező hulladék mennyiségének csökkentésével elérhető a hulladék képződésének, ill. veszélyességének megelőzése. De ez csak abban az esetben hatásos, ha állandó vagy növekvő mértékű fogyasztás, illetve termelés mellett valósul meg. A települési hulladékok csökkenése annak köszönhető, hogy az elmúlt pár év során visszaszorult a szilárd fűtőanyag használata a településeken. A bővülő csatornázásnak és szennyvíztisztításnak köszönhetően a települési folyékony hulladék jelentős csökkenése érhető el.

Sajnos a képződő hulladékok újrahasznosítása hazánkban elég alacsony a nemzetközi gyakorlathoz képest. Az iparban a nem veszélyes hulladék hasznosítása nem éri el a 30 %-ot, a veszélyes hulladéké még a 20 %-ot sem. Az összegyűjtött települési szilárd hulladéknak csak 3 %-a, a települési folyékony hulladéknak és szennyvíziszapnak csak a 30-40 %-a kerül hasznosításra hazánkban. (2000. évi XLIII. Tv., Barótfi, 2000; Barótfi, 1982 ; Barótfi, 1993; Nádas, 1984; Izási, 2000; Láng, 2002; Varga, 2003; Hartman, 2001).

Magyarországon minden évben jelentős mennyiségű megújuló növényi biomassza keletkezik. Szárazanyagban kifejezve, a keletkező fő és melléktermékek együttes tömege megközelítőleg 55 millió tonna. Ebből 25-26 millió tonna mezőgazdasági és 1-2 millió tonna erdőgazdasági melléktermék.

Az energiatermelés céljából hasznos melléktermékek közül a fahulladékot, gabonaszalmát, kukoricacsutkát és szarát, napraforgószarát és különböző nyesedékeket kell megemlíteni, de ilyen melléktermék a trágya vagy egyéb vágóhídi melléktermékek is, amelyek hasznosítására égetőüzemek létesülnek.

A nagy mennyiségben keletkező melléktermékeknek azt a részét, amelyet nem használnak fel a talajerő visszapótlásban, állattartásban valamint az iparban, célszerű energiatermelésre fordítani, mivel ezek az anyagok energiahordozók és környezetszennyezők is egyben. A főleges melléktermékek körülbelül 10%-át használják fel ma Magyarországon tüzelési célokra (Hartman, 2001, Kacz, 1998).

3. 2. A hamu

A hamu a növényi és állati eredetű anyagok elégetésekor visszamaradó ásványos alkotórész. A növények hamuja mindig tartalmaz kálium-, magnézium- és kalciumoxidot, kovásvat, vasat, klórt, nátriumoxidot és alumíniumoxidot is.

A biomassza eltüzelésekor is jelentős hamutartalommal kell számolni. Káliumtartalmánál fogva felhasználható a talajerő visszapótlásban. A fosszilis energiahordozók közül a szénnek van csak jelentős hamutartalma, több mint a biomasszáé.

A biomassza eltüzelése a legrégebbi energianyerési forma. A tüzelésre felhasználható biomassza elsősorban mezőgazdasági vagy erdőgazdasági illetve faipari melléktermékeként jelenik meg.

Az energianyerésre alkalmas bioanyagok egyik csoportosítása a következő:

- Mezőgazdaságból származó (pl.: kukorica- és napraforgószár, kukoricacsutka)
- Erdőgazdálkodásból származó (pl.: erdők, parkok fahulladékai)
- Erdőgazdálkodásra ráépülő feldolgozóiparból származó (pl.: tűzifa, erdei apríték, fűrészpor)

- Kommunális szilárd - és folyékony hulladékkezelésből - területéről származó (pl.: szennyvíziszap)

Energianyerés céljából termesztett növények: lágyszárú és fás szárú energiaültetvények (Pecznik, 2007). Magyarország az Európai Unióhoz való csatlakozásakor vállalta, hogy 2010-re a megújuló energiaforrások részarányát 3,6 %-ra növeli a villamos energiatermelésben, amelyet 2005-ben teljesített is (4,5 %), 2020-ra pedig a megújuló energiaforrások részaránya el kell, hogy érje a 20 %-ot. A 2008-as adatok alapján az összes megújuló energiafelhasználás majdnem 80 százaléka biomassza volt, aminek 50 % - a tűzifa jelentette. Habár a célirányos energianövény termelés (fás és lágyszárú energiaültetvények) egyelőre nem jelentős mértékű, várhatóan a közeljövőben egyre nagyobb területen indul meg az ilyen irányú termelés (NÉS, 2008).

Jelenleg Magyarországon 1,1-1,3 millió tonna biomasszát égetnek el erőművekben, amit 2015-re előreláthatólag megháromszorozódik (Benkő, 2010).

Az intenzív növénytermesztésben használt nagy mennyiségű műtrágya a talaj egyenlőtlen tápanyag-ellátásához és a termékenység csökkenéséhez vezet (Nambiar, 1994). A probléma még súlyosabb a savanyú talajokon, melyek szerves anyagban szegények (Mahapatra et al., 1985) és N, P, K, Ca és Mg tartalom nem megfelelő. Az alapvető kémiai tulajdonságok (pl. kation kicserélő kapacitás, pH) szorosan összefüggnek a savanyú talajok szerves anyag tartalmával (Moody et al., 1997). A főbb kationok kimosódása során gyorsan csökken a talajok szerves anyag tartalma és gyors savanyodáson mennek keresztül. Csak műtrágyára alapozott növénytermesztés nem tudja mérsékelni a C, N és P csökkenését a talajból, amíg szerves trágyával kombinálva hatásos volt (Agbenin és Goladi, 1997). A hamuk újrahasznosításával a pH és néhány tápelem mennyisége szabályozható (Adriano et al., 1980; McCarty et al., 1994). A hamuk esszenciális makro - (pl. P, K, Ca, Mg, S) és mikroelemeket (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, B, Mo) is tartalmaznak, ezáltal hosszabb időszakra biztosítják a növények harmonikus tápanyag ellátását. (Adriano et al., 1980).

3. 2. 1. A hamu fizikai-kémiai tulajdonságai

A hamu tulajdonságai több tényezőtől is függenek: a növénytípustól, az elégetett növényi résztől (kéreg, faanyag, levelek), a talajtól és klimatikus viszonyoktól, az égetés és tárolás körülményeitől (Demeyer et al., 2001; Etiegni és Campbell, 1991; Ulery et al., 1993; Someshwar, 1996).

3. 2. 1. 1. Fizikai tulajdonságok

A fahamu több, mint 80%-a 1 mm-nél kisebb mérettartományba esik (Etiegni és Campbell, 1991). Ha a talaj szemcsefrakcióival vetjük össze, a hamu szemcseméret tartománya a durva

homoktól az agyagig terjed (Stefanovits et al., 1999). Sűrűsége $0,27 \text{ g cm}^{-1}$ -től $0,51 \text{ g cm}^{-1}$ -ig változhat (Muse és Mitchell, 1995).

3. 2. 1. 2. Kémiai tulajdonságok

A fahamu porózus szénttartalmú részecskékből és szabálytalan alakú szervesetlen részecskékből áll. Fő összetevője a CaO. Az égetés során a szerves anyag mineralizálódik, a bázikus kationok oxidálódnak, majd később hidratálódnak és végül a levegővel érintkezve karbonátokká alakulnak. A hamu lúgossága, vagy savsemlegesítő képessége nagy. Ezen tulajdonságát befolyásolja az égetés hőmérséklete és a tárolás időtartama. Azaz a lúgossága csökken a növekvő hőmérséklettel és a hosszabb tárolási idővel (Demeyer et al., 2001). Mivel a szén és a nitrogén az égetés alatt oxidálódnak és gáz formájában távoznak, ezért a fahamuban elhanyagolható mennyiségben vannak jelen, vagy hiányoznak. A hamu makroelemtartalma széles tartományban változhat, a medián értékek a következők: 0,06 % N,

0,42% P, 18% Ca, 0,97% Mg és 2,27% K (Vance, 1996). Az ásványtani elemzések azt mutatták ki, hogy a fahamuban található alkáli és alkáli földfémek elsősorban oxid, hidroxid és karbonát alakban vannak jelen. A fahamu K tartalma nagymértékben vízzoldékony, így a talajban hajlamos a kimosódásra (Ulery et al., 1993), a Ca, Mg és K vegyületei leginkább savas közegben oldódnak, a Si és Al vegyületei pedig a legkevésbé oldódóak, ami arra utal, hogy ez utóbbiak a hamu szerkezeti összetevői (Ohno, 1992).

A hamuban a mikroelemek koncentrációja a makro elemekéhez hasonló változatosságot mutat. Ohno (1992) szerint a Fe a legnagyobb koncentrációban előforduló elem, és a Si-hoz és Al-hoz hasonlóan kevésbé oldódik savas oldatokban, ezért feltehetően a hamu szerkezeti elemei közé tartozik. Több különböző forrásból származó hamuk analízise alapján a mikroelemek közül a Mn átlagos koncentrációja volt a legmagasabb 4370 mg/kg értékkel, ezt követte a Zn 443 mg/kg koncentrációval, a Cu-é 75, a B-é 110, a Mo 15 mg/kg volt. Az As, Ni, Cr és Pb koncentráció értékei 23 – 65 mg/kg tartományba estek, a nem esszenciális nyomelemek közül a Se és a Hg ($< 0,5 \text{ mg/kg}$), valamint a Cd és a Co ($< 10 \text{ mg/kg}$) koncentrációja alacsony volt (Someshwar, 1996).

Górecka és mtsai (2006) mérési alapján a különböző fák hamujának más és más az elemtartalma (1. táblázat).

1. táblázat: Különböző fafajok hamujának elemtartalma (% , mg kg⁻¹)

Elemek	Tölgy	Nyír	Almafa	Köris	Fenyőfa
Al (%)	0,85	0,23	0,15	1,76	0,72
B (mg kg ⁻¹)	345	511	257	521	274
Ca (%)	31,1	29,4	35,1	24,3	19,8
Cd (mg kg ⁻¹)	7,8	23,3	1,7	3,2	16
Cr (mg kg ⁻¹)	75,9	16,3	5,79	5,69	82,8
Fe (%)	0,58	0,53	0,56	0,48	2,36
K (%)	4,85	6,25	5,16	12,26	3,43
Mg (%)	0,96	2,51	5,16	2,77	1,35
Mn (%)	0,99	1,69	0,19	0,23	0,77
Na (%)	0,21	0,16	0,19	0,24	0,86
Ni (mg kg ⁻¹)	87,7	37,8	47	102	53,1
P (%)	0,85	1,97	1,15	2,19	2,11
Ti (mg kg ⁻¹)	259	294	237	256	2941
Zn (mg kg ⁻¹)	228	4903	756	577	5020

3. 2. 2. A hamu hatása a talaj kémiai és fizikai tulajdonságaira

A hamu talajba való bekeverésével elsősorban a talaj kémiai tulajdonságait befolyásolhatjuk, javíthatjuk. A hamunak a talaj fizikai tulajdonságaira gyakorolt hatása, hogy a hamu módosítja a talaj textúráját, levegőzöttségét, víztartókéességét és sótartalmát, pl a Ca befolyásolhatja a talaj morzsalékosságát (Demeyer et al., 2001). Chang és mtsai (1977) szerint a kis mennyiségű hamu hatására a talaj vízvezető-képessége javult, de ez nem volt hatással a növények számára felvehető víz mennyiségére. Etiegni és Campbell (1991) azt találták, hogy a hamu részecskéi víz hatására megduzzadnak, így a talaj pórusait elzárják, ami javítja a víztartó képességet, de csökkenti a levegőzöttséget. A talajoldat elektromos vezetőképessége lineárisan nő az alkalmazott hamu mennyiségének függvényében, ami arra utal, hogy a hamu szikesedési problémákat okozhat (Clapham és Zibilske, 1992). A szikesedés a talajszemcsék felületén kötött Na/Ca arányától függ. Magas K⁺ könnyebben lecseréli a Ca-ot, amit viszont a Na űz ki a helyéről. Tehát a K⁺ arányának növekedése a Donnan - szabad helyeken a szikesedés első lépése.

A hamut a fentiek ellenére általában a talaj kémiai tulajdonságainak javítására használják. A kutatások a hamu lúgossága miatt a savanyú talajok pH-t emelő hatására irányulnak. A hamu alkalmas az erdőtalajok pH értékének emelésére, ezen keresztül az Al és Mn toxicitás (az alacsony pH hatására oldatba kerülő Al már 1-2 mg/kg koncentrációja is zavarja a Ca²⁺ felvételt és gyökérméregként hat) csökkentésére. Tovább elem összetétele következtében a hamu kiváló forrása a makro- és mikro tápelemeknek, így a talaj tápelemszolgáltató-képességét is képes javítani. A talaj kémiai és fizikai tulajdonságainak módosításán keresztül fokozhatja a talaj mikrobiológiai aktivitását is.

3. 2. 3. A hamu hatása a talaj savanyúságára

Számos vizsgálat kimutatta, hogy a fahamu növeli a talaj pH értékét és csökkenti a savanyú talajok kicserélhető Al tartalmát, amivel a növényeket érő toxikus hatás mérséklődhet (Demeyer et al., 2001). A fahamu Ca, Mg és K hidroxid és karbonát tartalma a legfontosabb tulajdonsága a talajjavítás szempontjából, mivel ezek a bázikus kationok a talaj fizikai és kémiai állapotára kedvezően hatnak (Vance, 1996).

Több tanulmány is kimutatta, hogy a fahamu gyorsabban reagál a talajjal, mint a savanyú talajok javítására kijuttatott mészes és erősebb a pH növelő hatása is, de ez csak viszonylag rövid ideig áll fenn (Muse és Mitchell, 1995). A fahamu CaCO_3 tartalmának hatása több évig is kimutatható, gyengén lúgos pH értéket biztosítva (Ulery et al., 1993). A reakciók sebességét a fahamu szemcsemérete is befolyásolja. Minél finomabb a hamu (nagyobb felület), annál gyorsabbak a reakciók (Vance, 1996). A talajsavanyító hatásokkal szembeni puffer képessége szempontjából fontos, hogy a hamu a talaj biológiai aktivitását növelve elősegíti a nitrifikációt (Meiwees, 1995). Nem elhanyagolható körülmény, hogy a megemelt pH következtében mérséklődik a tápanyagok nagy részének kimosódása a talajvízbe (Fransman és Nihlgard, 1995).

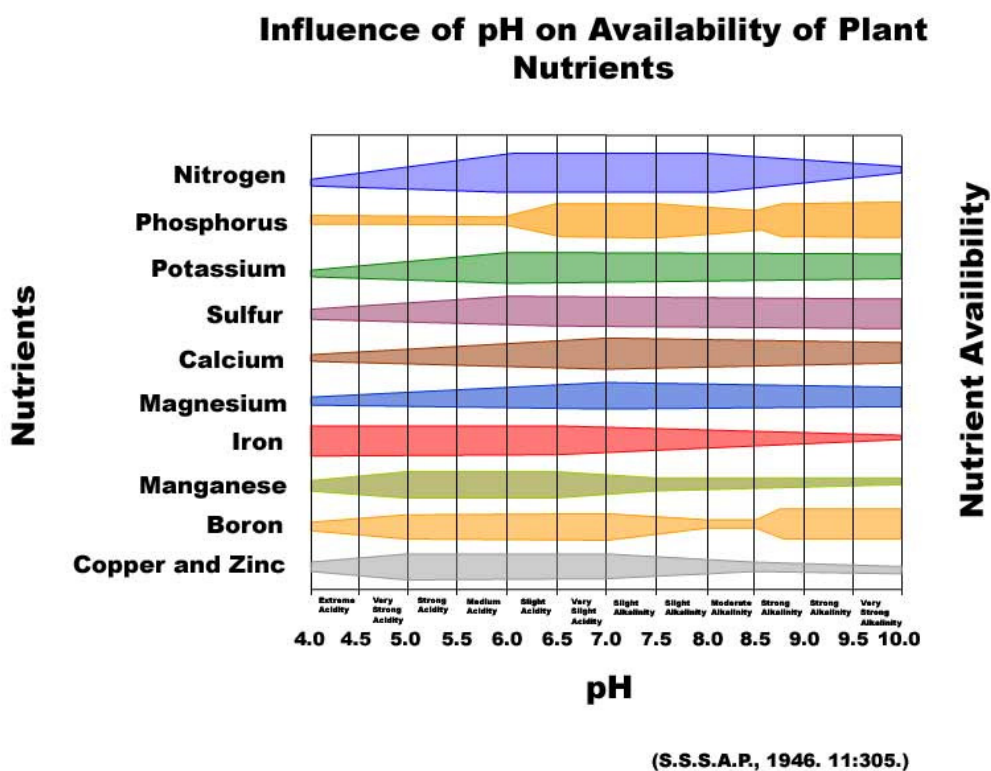
3. 2. 4. A hamu hatása a makro- és mikroelemekre

Tulajdonságai miatt a fahamu nitrogénmentes trágyaszernek tekinthető, közvetlen forrása más fontos tápelemeknek is, mint pl. Ca-nak, Mg-nak és különösen a K-nak. A fahamu – ahogy a fentiekben is láttuk – a makrotápelemek közül jelentős mennyiségű káliumot, foszfort tartalmaz, átlagosan közel 0,5% (Vance, 1996; Fransman és Nihlgard, 1995).

A hamu talajban való oldódása és annak sebessége összetett folyamat. A hamu többféle kationt tartalmaz, melyek oxid formában vannak jelen. Ezeknek a vegyületeknek az oldódása (növények számára hozzáférhető) különböző sebességgel zajlik (Ohno, 1992). A hamu felvehető tápanyagtartalmát három tényező határozza meg: a hamu tápanyagtartalma, a hamu által okozott pH változás, és a mikrobiális aktivitás változása.

Oldódási tesztek alapján Khanna és mtsai (1994) a hamuban található elemeket három kategóriába sorolta: gyorsan oldódó K, a csökkenő hamu/víz arány függvényében gyorsabban oldódó Ca és Mg, és végül a viszonylag oldhatatlan formában maradó P. Fahamu ammónium-acetát kivonatában - mely jellemzi az elemek hozzáférhetőségét a növények számára – az összes Mg 48%, az összes K 40%, az összes P 5,7% -a volt megtalálható (Ohno és Erich, 1990). Általánosságban a P a legkevésbé hozzáférhető elem a hamuban. Ohno (1992) rövid idejű inkubációs kísérletben azt találta, hogy a P kevesebb, mint 1% -a jelent csak meg a talaj szuszpenzióban. Mivel a hamut savanyú talajok javítására alkalmazhatjuk a megfelelő dózis

meghatározásával olyan kedvező kémhatást alakíthatunk ki a talajban, ami mind a hamuban, mind a talajban található P felvehetőségét is elősegíti. A talaj adszorpciós képessége szintén fontos tényező a fahamuban található tápelemek felvehetősége szempontjából. Hamu alkalmazása után a talajoldatban megjelenő elemek egy része a talaj adszorpciós komplexumából származtak, melyeket a hamu Ca, Mg és K ionjai cseréltek le (Ohno, 1992). A fahamu nagy koncentrációban tartalmaz mikroelemeket. Ennek ellenére a kísérletek azt mutatták, hogy a hamu talajba történő keverésével a Fe, Mn, Zn és Cu oldhatósága és felvehetősége csökkent a megemelkedő pH miatt (Clapham és Zibliske, 1992; Krejzl és Scanlon, 1996).



1. ábra: A pH hatása a tápelemek felvehetőségére (Forrás: S.S.S.A.P., 1946. 11:305 by K. Williams)

Amint bizonyos idő eltelte után a hamu pH növelő hatása mérséklődik, a nyomelemek újra mobilizálódnak és felvehetővé válnak. Zahn és mtsai (1994) vizsgálata kimutatta, hogy a hamut salétromsavval kezelve a Zn koncentrációja megemelkedik az oldatban, a Cr viselkedése hamumintánként eltérő volt, a Cu viszont a csökkenő pH ellenére is igen kevésbé oldódott. Összefoglalva tehát, a hamu talajon történő alkalmazásával megnöveljük a fontos kationok és anionok koncentrációját a talajoldatban, de egyben megnő ezek kilúgzódásának veszélye is (Kahl et al., 1996).

3. 2. 4. A hamu hatása a csírázásra

Górecka és mtsai. (2006) a fahamu retek csírázására kifejtett hatását vizsgálták. Azt tapasztalták, hogy a fahamu mennyiségének növelése hatással van a csírázási százalékra. 1-5%-ban alkalmazott fahamunál nem figyeltek meg kedvezőtlen hatását a csírázásnál – a csírázási százalék 90% feletti volt. 6-8%-ban alkalmazott fahamukezelésnél a csírázási százalék 20%-ra csökkent. A 20%-ban alkalmazott fahamu pedig gátolta a retek magvak csírázását.

3. 3. A fahamu és szalmahamu

A fahamu mennyisége függ a biomassza típusától. A tiszta fa hamutartalma mintegy 0,5 %, a kéregé 3,5 %, a lágyszárú növények szalmája 6 % feletti, az energianövényként hasznosítható lágyszárúaké általában 3 – 8 % közötti érték. Ezekkel az értékekkel számolva tisztán fa alapú biomassza égetést feltételezve évente 6000, lágyszárú égetés esetében pedig 60000 tonna hamu keletkezik (Pecznik, 2004).

A fahamu felhasználásának kezdete az elmúlt századokra nyúlik vissza. A szappankészítés egyik legáltalánosabb adalékanyaga volt hosszú időn keresztül. A 19. századtól rendszeresen használták Észak-Európa állattartó régióiban, a legelők mielőbbi használatba vételére. Ezekben az országokban a hosszú tél miatt nagyon lassan olvadt el a hó a legeltetésre szánt területeken, ezért, feltehetően még régebbre visszanyúló népi tapasztalat alapján, a télen összegyűjtött fahamut kiszórták a területre. A fahamu hatására a hó gyorsabban és folyamatosan olvadt el. Ezzel elkerülték a területek vízborítását – ami a gyors olvadás következménye- miközben jelentős mennyiségű tápanyagot is juttattak a legelőre (Hartman and Alexa, 2001). Göke (1998) kísérleteiben kimutatta, hogy a fahamuval kezelt hó fény (energia) visszaverő képessége (albedo) 53%-kal csökkent, míg hóréteg vékonyodása 195%-os volt a kezeletlen felületekhez viszonyítva.

A komposzt kezelésének általánosan alkalmazott módja a meszezés. Ezzel az eljárással a komposzt pH-ját, ezzel együtt a mikrobiális életet szabályozni lehet. A fahamu alkalmazása előnyösebbnek mutatkozott (Rodale, 2003). Gyorsabban hatott, mint a meszezés, mert jelentősen fokozta a komposztálandó szerves anyagokban a mikrobiális életet, többek között azzal, hogy számos tápelemet biztosított a mikrobák számára. A kemény fák utáni fahamu hatása jobb volt, ez ugyanis több káliumot tartalmazott, mint a puhafa hamuja.

A fahamu mezőgazdasági alkalmazása elmarad az erdészeti alkalmazástól, igaz az erdészeti alkalmazás sem általános. Terjedését elősegíti a tűzifára alapozott erőművek terjedése, vagy a hagyományos tüzelőanyagról való átállásuk a fatüzelésre, valamint az, hogy a nagy mennyiségű fa kitermelésével a fában –sokszor több évtized alatt- felhalmozott tápanyagok visszajuttatása a kitermelés területére a talaj termékenységét, minőségét megőrző tényezővé vált. Az intenzív

erdőművelésnél a talajok tápanyaggal való feltöltésének legegyszerűbb és költségtakarékos módja, a fahamu visszaszállítása és kijuttatása a kérdéses területre.

A fahamu kijuttatásával a talajok savanyodása megállítható, ugyanakkor a növények számára létfontosságú makro-, és mikroelemek kedvező hatása a termésgyarapodásban mérhető.

A mezőgazdasági célú felhasználások is az előbbi két célt szolgálják. A kísérletekben a fahamuval kezelt területek jobb eredményt adtak. Ennek okát a fahamu komplexebb összetételében látják. A tradicionális meszezés során a kalciumon kívül elenyésző mennyiségű egyéb tápelem jut a talajba, míg a fahamu számos fénoxidot tartalmaz, ráadásul megközelítően a növény igényeinek megfelelő arányban. A fahamu hatása a talaj pH-ja sokkal gyorsabban emelkedett, mint meszezésnél, és a termés is magasabb volt, köszönhetően a fahamuban található számos tápelemnek. A fahamu kedvező hatása hosszabb ideig tartott, mint a hagyományos meszező anyagoké. Egy 1970-ben kezdett és 1993-ban befejezett meszezési kísérletben az árpa termés szignifikáns emelkedését tapasztalták. A fahamu hatása több tekintetben kedvezőbbnek mutatkozott (Lickacz, 2002). A talaj termőképességét a fahamu több kísérletben fokozta. A savanyú talajok esetében ez a hatás kifejezett volt. A savas talajok kezelése fahamuval fokozta a foszfor felvehetőségét. 6 pH alatti talajoknál ugyanis a vas és az alumínium csökkenti a foszfor felvehetőségét. A fahamu, vagy a mész túladagolása hasonló hatású. 7 pH felett nehezen oldódó kalcium- és magnézium-foszfátok keletkeznek, ami a növények mérsékelt növekedését okozza. Kísérletekkel igazolták, hogy fahamut használva meszező anyagként a tradicionális mész helyett, a foszfor hozzáférhetősége és felvétele fokozódott, ezzel párhuzamosan a termés mennyisége is nőtt (Lickacz, 2002). A fahamu hatását vizsgálva a savanyú talajon termesztett repce olaj, fehérje, klorofill és glukozinolát mennyiségére. Azt tapasztalták, hogy a vizsgált paraméterekre a fahamu kedvezően hatott, a magvak olajtartalma jelentősen nőtt. A kísérleti területen korábban erdőművelés folyt, ezért a talaj pH 6, vagy az alatti volt. A kísérlet két évig tartott Kanada Alberta tartományában, ahol a fahamu visszajuttatása az erdőművelésű talajokra, a minőség megőrzésének egyik módja, azért is, mert csak ebben a tartományban 180.000 tonna fahamu képződik évente (Patterson et al., 2004).

A fahamu egyik fontos komponense a kén. A Patterson és mtsai (2004) által végzett kísérletekben a fahamu 1,7% SO_4 -et tartalmazott. Szoros összefüggést mutattak ki a magvak olajtartalma és a növények kén ellátottsága között. Nuttal és mtsai (1987) szerint már 25 kg ha^{-1} kén az olajtartalom 5-6%-os növekedését eredményezi.

A fahamu mezőgazdasági alkalmazásának egyik gátja a fahamu nehézfém-tartalma lehet. Az egyik legveszélyesebb elem a kadmium. A kadmium a talajainkban természetes körülmények között is jelen van (Grant et al., 1998). A kadmium nem szükséges a növények növekedéséhez, de felhalmozódhat, olyan mértékben, hogy, toxikózishoz vezethet, pl. az ilyen takarmányt fogyasztó állatoknál. A WHO javaslata alapján a fogyasztásra szánt repceolaj kadmium tartalma $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$

lehet a nemzetközi kereskedelemben (Grant et al., 1998). Az olajrepce kísérletekben, 25 t/ha fahamu alkalmazása mellett az olaj kadmium tartalma $0,08 \text{ mg kg}^{-1}$, míg számos esetben a kadmium mennyisége az alkalmazott műszerek mérési érzékenysége alatti volt (Patterson et al., 2004).

Az erdők véghasznosításával jelentős mennyiségű tápelemet szállítunk el, sőt egyes vélemények szerint kifejezetten kizsaroljuk a területet, de egyúttal mezőgazdasági felhasználása során ezeket a tápanyagokat juttatjuk vissza a termőterületek talajaiba. (Vesterinen, 2003) A fahamu alkalmazásával, mint meszező anyag, és úgy is, mint tápanyag körültekintően kell bánni. Ennek oka, a fahamu nehézfém tartalma. Ez nem kismértékben függ az alapanyag (fa) termőhelyi adottságaitól. Az erdészeti kultúráknál nincs közvetlen és közvetett káros hatás, az erdei aljnövényzetben, gombákban sem mértek magasabb nehézfém-tartalmat a fahamuval kezelt területeken (Vesterinen, 2003).

Több kutató a fahamu visszajuttatását a termőterületekre egy természeti ciklus részeként tekinti, és kellő körültekintéssel javasolja az erdészeti és a mezőgazdasági kultúrákban egyaránt (Taipale, 1996).

Egyre többen, az ismert okok miatt, a fával történő tüzelés felé fordulnak. A fűtés során keletkezett fahamunak számtalan felhasználási módja van. A hasznosítása nem új keletű csupán elfeledkeztünk róla. Amennyiben a múltba visszatekintünk, abban a korban keletkezett írásos emlékekből megtudjuk, hogy a fahamuról növényvédelmi vonatkozású dolgokat írtak. Nagyon feltételezhető, hogy a középkori kolostorban élő szerzetesek, a görög, és a római gazdasági írók munkáit ismerték, és ennek alapján, használták is a növényeik táplálására, és a megvédéséhez.

A falusi háztartásokban, az 1960 évek elején még a fahamut hasznosították. A legjobb fahamut az akácfa elégetés után nyerték és keresett volt. A fahamut, a házi kertekben régen, és jelenleg biokertészek is hasznosítják a károsító szervezetek távol tartásához, és növény táplálására, vagy talaj tápanyag részbeni pótlására.

A szalmahamu hamutartalma jelentéktelen (kb. 6 %), kicsi hamuja környezetbarát, a szénsalakkal szemben természetes növényi tápanyag, ezért szántófölden illetve kertekben a műtrágya helyettesítésére kiszórható. Magas ásványianyag-tartalma miatt hamuja kiválóan alkalmas trágyázásra.

3. 4. A vizsgált fa- és szalmahamuban található fontosabb elemek

3. 4. 1. A kalcium

A kalcium kétértékű kation, hidratációs energiája 1577 J mol^{-1} . A citoszol Ca-koncentrációja $0,1 \text{ mM}$, míg a vakuólumban, és az apoplazmában közel százszoros kalcium koncentrációt mérhetünk. A Ca növényélettani szerepét többen is tanulmányozták (Hanson, 1984; Kirkby and Pilbeam, 1984). Más makro elemekkel ellentétben nagy mennyiségű kalcium található a növényi szövetekben és gyakran a sejtfalban (apoplazma). Ez az eloszlás a sejtfalakban található Ca-kötőhelyekkel és a citoplazmába irányuló korlátozott transzporttal magyarázható. A kétszikű növényekben (melyeknek nagy a kation kicserélő kapacitása, aminek fontos szerepe van a növények kalciumtartalmának megoszlásában és szállításában) alacsony Ca- koncentrációnál a Ca több, mint 50%-a Ca-pektát formájában megkötődik (Armstrong and Kirkby, 1979). Az alma raktározó szövetében ez az arány 90% is lehet (Faust and Klein, 1974). Növekvő Ca-ellátás hatására sok növénynél (pl. cukorrépa, lucfenyő) nő a kalcium-oxalát mennyisége. Ezen Ca forma elveszítette mobilitását, így hozzáférhetetlen (Egmond and Breteler, 1972). A Ca-pektátban és Ca-oxalátban kötött kalcium hiánytünet okoz, miután fiziológiai aktivitása alacsony. A kalcium koncentrációja a növényi szervekben eltérő. A sejtfal közép lamellájában, a plazma membrán külső felületén, az endoplazmatikus retikulumban (ER) és a vakulómban magas a Ca koncentrációja. A vízoldható kalcium legnagyobb koncentrációban a vakulómban található. A citoszol kalcium koncentrációja nagyon alacsony - $0,1-0,2 \text{ }\mu\text{M}$ (Felle, 1988; Evans et al., 1991). A kalcium passzívan jut a sejtbe a koncentráció grádiensnek köszönhetően, kiválasztása ugyanakkor energia (ATP) igényes folyamat (Jones et al., 1993) az ATPáz (Kasai and Muto, 1990). A tonoplast Ca transzportját az ATP-hez kapcsolt proton pumpa és a $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^{+}$ antiport szabályozza (Schumaker and Sze, 1990). A kloroplaszt nagy mennyiségben raktároz kalciumot ($6,5-15 \text{ mM}$, melynek nagy része a tilakoid membránhoz kötődik), de az alapi sejt (stroma) Ca koncentrációja csupán $2,4-6,3 \text{ }\mu\text{M}$ (Kreimer et al., 1988). A gyökércsúcs mucilage kiválasztását a sejten kívüli kalcium koncentráció határozza meg. Az extracelluláris kalcium eltávolításával drasztikusan csökken a gyökércsúcsi sejtek kiválasztásának aktivitása, és gátolt a geotrópos válaszreakció a gyökérben (Bennet et al., 1990). Speciális kalciumkötő fehérje a kalmodulin. Szerepe az enzimek aktiválásában van.

3. 4. 2. A vas

A vas a Földkéreg egyik lényeges alkotója. Ugyanakkor a magas pH-jú talajokon, amelyek gyakoriak a száraz és a félszáraz klimatikus viszonyok között, a vas a növények számára gyakorlatilag felvehetetlen. Vashiányos körülmények között a növények levele megsárgul

(klorózis), és a növekedés mérséklődik, a termés csökken. A vashiányos körülmények között élő növények gyökereinek válaszreakciói segítik a vas felvételét. Ilyen válaszreakciók a proton-kiválasztás fokozása, a redukáló képesség növelése és olyan kelátképző szerves anyagok kiválasztása, mint amilyenek a fitoszideroforok.

A N és a S autotrófia egyik legfontosabb eleme a vas. A N és S asszimiláció nélkülözhetetlen egyébeken mellett az aminosav-szintézishez, a harmónikus növekedéshez. A vashiány tehát több élettanilag fontos folyamat gátlásán keresztül csökkenti a biológiai és a gazdasági termést.

Sajátos a vas szerepe a N_2 -fixálásban. A nitrogénáz vastartalmú enzim és hatástalan molekuláris O_2 jelenlétében. Az intenzív légzés O_2 igényét a leghemoglobin biztosítja, mely a pillangósok gyökérgümőinek plazmalemmájában lokalizált hem-típusú vasat tartalmazó komplex.

A növények vastartalmának szinte túlnyomó része a kloroplasztiszokban van. A vas maradék része megoszlik a citoplazma és más sejtorganellumok között, amelyek egyéb hem-, illetve vas-kén proteinek tartalmazzák (Miller et al., 1995).

Az intenzíven növekvő, fiatal növények vasigénye nagy. A sejtosztódás előfeltételét, a DNS szintézisét megelőzi a ribonukleotidok dezoxiribonukleotidokká történő redukálása. Ebben a folyamatban a vas nélkülözhetetlen.

A vas ellátottság hatással van a klorofill a és -b arányára. Klorotikus dohányleveleket $FeSO_4$ -el kezelve a visszazöldülés intenzív volt (Pushnik et al., 1984). A klorotikus levelek klorofill a/b aránya alacsonyabb volt, mint azt a zöld levelek esetében. Terry és Abadia (1986) megfigyelték, hogy a vas-stressznek kitett növények klorofill a/b aránya emelkedett, ha a növényeket klímakamrában nevelték. A növekedés okát a fotoszisztéma-I. részarányának növekedésével magyarázták. Az alacsony klorofill- tartalmú levelek általában magasabb klorofill a/b arányt mutatnak és ez az arány nem változik, amíg a levél erősen klorotikus, azaz a klorofill-tartalom nem több mint $5-10 \text{ nmol/cm}^2$ (Abadia and Abadia, 1993).

3. 4. 3. A kálium

A kálium a legnagyobb mennyiségben előforduló kation a növényekben, hidratációs energiája 314 J mol^{-1} .

A kálium és a kalcium ellentétes hatású, felvételük, szállításuk és fiziológiai szerepük is eltérő (Hsiao és Läuchli, 1986). A kálium membrántranszportja lehet passzív (kálium csatornák) de az akkumulációja energiaigényes folyamat. A kálium a szénhidrát anyagcsere legtöbb enzimét specifikusan aktiválja, fontos szerepe van az ozmotikus potenciál fenntartásában, szabályozza a sztómák fotoaktív nyitódását is (Jones et al., 1979). A szénhidrátok szintézisét serkenti, ezáltal fontos szerepet játszik a fagytűrésben és kórtani, illetve kártani rezisztencia kialakulásában. A

szacharóz membrántranszportja számos esetben káliumhoz kötött kotranszporton keresztülvalósul meg. Mobilizálható elem, ezért hiánytünetei mindig az idősebb leveleken jelentkeznek.

3. 4. 4. A magnézium

A magnézium kétértékű kation, melynek hidratációs energiája 1905 J mol^{-1} . A magnézium felvételét más kationok befolyásolják, pl. K^+ és NH_4^+ (Kurvits és Kirkby, 1980), Ca^{2+} és Mn^{2+} (Heenan és Campbell, 1981). A más kationok által indukált magnéziumhiány elég gyakori jelenség. A magnézium a klorofill központi eleme, így a zöld levelekben fontos funkciója van. A növény magnézium tartalma nagymértékben függ a magnézium készlettől (Michael, 1941).

Kedvezőtlen fényviszonyok mellett a klorofill magnézium tartalma nagyobb, mint 50% (Dorenstouter et al., 1985). A magnézium 6-25%- a klorofillhoz, 5-10%- a sejtfalak pektin anyagához kötődik, vagy alig oldódó csapadék formájában (pl. foszfát) a vakulomban raktározódik és a maradék 60-90% vízzel kioldódik. A túlzott magnézium ellátásnak toxikus tünetei lehetnek, a növekedés csökken, és hiánytünetek jelennek meg. A kifejlett levél szövetek sejtjeinek 15%-át a kloroplaszt foglalja le, 5%-át a citoplazma és a sejtfal, a maradék 85%-ot a vakulom (Cowan et al., 1982; Leigh and Jones, 1986). A magnézium koncentrációja a levél metabolikus gyűjtőhelyein (citoplazma, kloroplasztis) 2-10 mM (Leigh and Wyn Jones, 1986). A vakulomban található magnéziumnak szintén nagy szerepe van a magnézium homeosztázisában. A norvégiai lucfenyő tűleveleiben a vakulom magnézium koncentrációja 13-17 mM a mezofillum sejtekben, az endodermisz sejtekben 16-20 mM. Az endodermisz sejtek magas magnézium koncentrációjának szerepe van a magnézium homeosztázis fenntartásában, a vegetációs periódusban. A vakuólum magnéziumja befolyásolja a kation-anion egyensúly fenntartását és sejtek turgorát is szabályozza (Stelzer et al., 1990). 5 mM-os magnézium koncentrációnál a fotoszintézis gátlását tapasztalták (Wu et al., 1991).

A magnézium nélkülözhetetlen eleme a kináz típusú foszforilálási reakcióknak, ezért hiányában általános az anyagcsere zavara.

Az utóbbi évek nagyarányú műtrágya felhasználásával megnőtt a Mg kivétele a talajból. A Mg felvételét a talaj pH-ja jelenösen meghatározza. Legkisebb a Mg-hiány veszélye a pH 5 körül. A Mg-hiány tünetei először az idősebb leveleken, a levél erek között mutatkoznak.

3. 4. 5. A foszfor

A növények a foszfort foszfátionok formájában hasznosítják. A növények megfelelő növekedéséhez kívánatos foszfor mennyisége a növényi száraz anyag 0,3-0,5%-a. Foszfor toxicitás a száraz anyag 1%-nál nagyobb foszfor koncentrációnál következik be. Foszforhiányban károsodik a szénhidrát- és nitrogén- anyagcsere, a növény növekedésében visszamarad. A foszforhiányos növényeknél

csökken a levél vastagság, a levélfelület (Fredeen et al., 1989) és a levelek száma (Lynch et al., 1991). A levélvastagság és az epidermisz sejtek megnyúlása között erős kapcsolat van, ez a folyamat a foszforhiányos növényekben több okkal magyarázható, pl. az epidermisz sejtek alacsony foszfortartalma (Treeby et al., 1987). Foszforhiány hatására a klorofill-tartalomban több esetben is növekedést figyeltek meg (Rao and Terry, 1989), a levelek rendszerint sötétebbek (Hecht-Buchholz, 1967), azonban klorofillonként a fotoszintetikus hatékonyság sokkal alacsonyabb a foszforhiányos növényeknél (Lauer et al., 1989b). A hajtás növekedésével szemben a gyökér növekedése sokkal kevésbé gátolt, ami a hajtás-gyökér arány csökkenéséhez vezet. A babnál (*Phaseolus vulgaris*) a megfelelő hajtás-gyökér arány kielégítő foszfor tartalomnál 5, ami foszforhiányos körülmények között 1,9-re csökken. A foszforlimitáló tényező a reproduktív szervek képződésében. Foszforhiányban szenvedő növényeknél a virágkezdemény késleltetett (Rossiter, 1978) a virágok száma csökken (Bould and Parfitt, 1973), a magképződés korlátozott (Barry és Miller, 1989).

Lúgos talajokon a felvehető foszfor mennyisége általában alacsony. A foszfor és cink mennyiségét a talajoldatban nem a szerves anyagok kimosódása vagy oldódása határozza meg, - ilyen például a Ca_3PO_4 - hanem a foszfor adszorpciós és deszorpciós képessége, főleg azokban a talajokban, ahol a szerves anyag tartalom nagyobb, mint 1%. Ezeknél a talajoknál a pH tartomány 6-8, a foszfor mennyisége a talajoldatban nem csökken, hanem inkább nő a pH-val. Lúgos talajon, és foszforhiányos körülmények között termesztett szántóföldi növényeknél a teljes foszfor tartalom nagyon alacsony, a foszfor mozgékonyasága és a gyökér növekedése korlátozott (Welp et al., 1983).

3. 4.6. Az alumínium

Az alumínium a föld szilárd kérgének mintegy 8%-át alkotja. Ásványi talajokban az oldható alumínium koncentrációja kevesebb, mint 1 mgL^{-1} . A pH 5, 5 fölé emelkedésével ez az érték jelentősen csökken. A növények egy része képes elviselni a szövetekben és talajban, vagy a tápoldatban is a magas alumínium koncentrációt. Nincs meggyőző bizonyíték arra, hogy az alumínium, akár az akkumulátor fajoknál, esszenciális elem lenne. Ugyanakkor többen kimutatták a talaj, vagy a tápoldat alacsony alumínium koncentrációjának kedvező hatását a növények növekedésére (Bollard, 1983; Foy, 1983). A kukorica, a cukorrépa növekedésére kedvező hatású alumínium koncentráció 71, 4-185 μM volt. Az egyik leginkább alumínium toleráns növény a tea esetében 1. 000 μM -nél határozott növekedésserkentést figyeltek meg (Matsumoto et al., 1976), sőt még 6. 400 μM alumínium koncentrációnál is hasonló hatást tapasztaltak (Konishi et al., 1985).

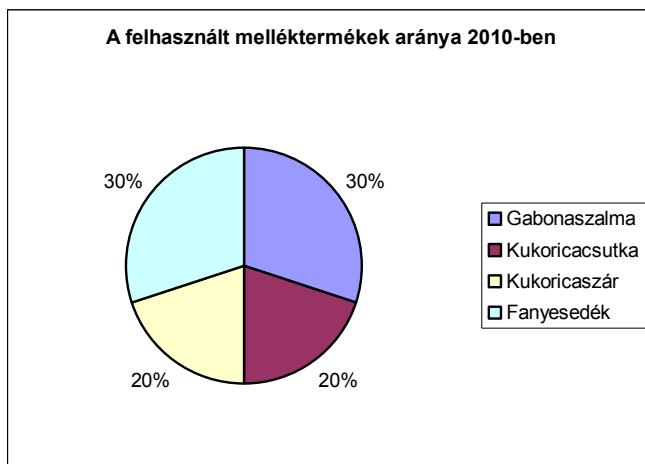
Alacsony alumínium koncentrációt alkalmazva az alumínium toleráns kukorica (Clark, 1977) gyökérnövekedésének fokozódását tapasztalták. Ezt a hatást a gyökérsüveg méretének növekedésével és az apikális merisztémák fokozott aktivitásával hozták összefüggésbe (Bennet and Breen, 1989). Az alacsony alumínium koncentrációkkal végzett kísérletek fő problémája az, hogy a

legtöbb esetben a tápoldat alumíniummal szennyezett. Azt tapasztalták, hogy az alumíniummentes tápoldaton nevelt növények gyökereinek az alumínium koncentrációja 50-10 mg Al egy kilogramm szárazanyagra vonatkoztatva (Bollard, 1983).

Az alumínium növekedésre kifejtett kedvező hatásának fiziológiája nem eléggé ismert. Feltételezett, hogy másodlagos hatásról van szó, más elemek toxikus hatásának mérséklésével hathat (Asher, 1991). Ezt a feltételezést támasztja alá az a kísérlet, amelyben azt tapasztalták, hogy 49 μM alumínium koncentrációt alkalmazva a földimogyoró hajtás és gyökér növekedése fokozódott, ugyanakkor a cink felvétele és koncentrációja a hajtásban erősen mérséklődött. Alumíniumadagolás nélkül a cink toxikus koncentrációt ért el a növényben (Suthipradit, 1991; Asher, 1991). Búza esetében az alacsony talaj pH kedvezőtlen hatását mérsékeltek alumíniumadagolással (Kinraide, 1993).

3. 5. A Törökszentmiklósi Mezőgazdasági Zrt. bemutatása

A Törökszentmiklósi Mezőgazdasági Zrt., termelő tevékenysége során többféle mezőgazdasági melléktermék és biomassa is keletkezik, többek között kukoricaszár, kukoricacsutka, gabonaszalma valamint a fák metszésekor, kivágásakor fanyesedékek is az 2. ábrán látható arányban. Ezek elégetése során keletkeznek a vizsgálandó hamuk.



2. ábra A felhasznált melléktermékek aránya

4. Anyag és módszer

4. 1. A vizsgálati anyag eredete

A kísérletekben vizsgált fahamu a Törökszentmiklósi Mezőgazdasági Zártkörűen Működő Részvénytársaságtól származik.



1. kép: A Törökszentmiklósi Mezőgazdasági Zrt. (Fotó: Bojtok K., 2010)

4. 2. A minták kémiai analízise

A standard oldatok előállításához Merck gyártmányú (E. Merck, Darmstadt, Németország) alt. minőségű cc. HNO_3 (65 %) oldatot használtunk. A törzsoldatok készítéséhez Merck és BDH gyártmányú standard oldatokat, valamint REANAL gyártmányú (Budapest) alt. tisztaságú szilárd vegyszereket alkalmaztunk.

A mosogatáshoz, továbbá az oldatok előkészítéséhez használt nagytisztaságú vizet egy kétlépcsős Millipore (Millipore, Párizs, Franciaország) víztisztító berendezés segítségével állítottuk elő. A csapvízből az első lépcsőben egy fordított ozmózis elvén működő MILLI-RO 5 PLUS berendezés 10-15 μS vezetőképességű vizet állít elő, a második lépcsőben pedig a MILLI-Q RG egy ioncserés, baktériumszűrővel ellátott készülék ezt tisztítja tovább. A MILLI-Q RG készülékből 0,05 μS vezetőképességű, gyakorlatilag baktérium,- és só mentes vizet kapunk.

Analitikai meghatározáshoz egy OPTIMA 3300 DV típusú induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométert (ICP-OES) alkalmaztunk, melynek az alábbi paraméterei vannak:

ICP-OE spektrométer:

típusa:	OPTIMA 3300 DV
gyártó:	Perkin-Elmer Ltd.
optikai rendszer:	Echelle-rendszerű, argon gázzal öblített
hullámhossz tartomány:	160-782 nm
RF generátor:	40MHz
detektor:	szilárdtest áramkör detektálás, SCD
plazma megfigyelés:	axiális
porlasztó típusa:	koncentrikus (Meinhard Type A)
a perisztaltikus pumpacső típusa:	fekete-fekete
az optikai rendszer felbontása:	normál
feloldóképesség:	0.007 nm

Az ICP-OES berendezés változtatott paraméterei és értékei:

Kicsatolt teljesítmény:	1300 W
Porlasztógáz áramlási sebesség:	0,8 dm ³ /min.
Hűtőgáz áramlási sebesség:	15 dm ³ /min.
Segédgáz áramlási sebesség:	0,5 dm ³ /min.
Mintabetáplálás sebessége:	1 cm ³ /min.
Plazma megfigyelési magassága:	15 mm

A vizsgálatainkban a háttérmérés helyéül általában 2-pontos, kevés esetben 1-pontos háttérkorrekciót alkalmaztunk. A kalibrációs pontokra általában nemlineáris, kevés esetben lineáris kalibrációs egyenletet illesztettünk.

Az elemtartalom meghatározásához a hajtást és a gyökérzetet külön készítettem elő a roncsoláshoz.

4. 3. Relatív klorofill tartalom meghatározása

A klorofill méréshez a növények első, illetve második legfiatalabb, de már teljesen kifejtett leveleit használtam. A relatív klorofill tartalmat SPAD-502 (MINOLTA, Japán) Chlorophyll Meter-rel mértem (2. kép).



2. kép: Spad 502 relatív klorofill mérő (Fotó: Bojtók K., 2011)

4. 4. Száraz tömeg mérése

A száraz tömeg meghatározásához a mintákat 85°C-on tömegállandóságig szárítottam, majd szobahőmérsékletre történt visszahűtés után analitikai mérlegen (OHAUS) mértem.

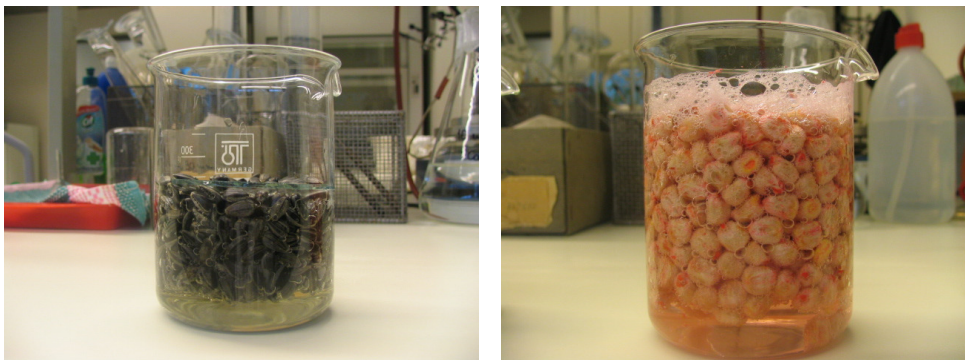
4. 5. Toxicitási teszt

A toxicitási teszthez fehér mustármagokat (*Sinapsis alba* L.) használtam.

A vizsgálati anyagokat és a szűrletet a Petri csésze aljára helyezett szűrőpapírra helyeztem, majd nedvesítettem és nedves szűrőpapírral fedtem. A mustár magvakból minden Petri csészébe 100 szemet raktam. Összesen 4 kezelést és egy kontrollt állítottam be.

4. 6. A növények nevelése

Kísérleti növényként kukoricát (*Zea mays* L. cv. *Norma sc*), illetve napraforgót (*Helianthus annuus* L.) használtunk. A magvak felületének fertőtlenítését 5x-ös hígítású H₂O₂-vel végeztük el (3-4. képek). A fertőtlenített magvakat desztillált vízzel többször öblítettük, majd 10 mmolos CaSO₄ oldatban 4 óráig áztattuk a jobb csírázás érdekében. A magvakat nedves szűrőpapír között csíráztattuk, úgy, hogy a csíranövények polaritása természetes legyen. A termosztát hőmérséklete 22 °C volt. A 4 cm-es hipokotilú napraforgó, és az ugyanekkora koleoptillal bíró kukorica csíranövényeket tápoldatra helyeztük. A növények neveléséhez az alábbi összetételű tápoldatot használtuk: 2,0mM Ca(NO₃)₂, 0,7mM K₂SO₄, 0,5mM MgSO₄, 0,1mM KH₂PO₄, 0,1mM KCl, 10 μM H₃BO₃, 1μM MnSO₄, 1μM ZnSO₄, 0,2 μM CuSO₄, 0,01μM(NH₄)₆Mo₇O₂₄. A növények a vasat 10⁻⁴M FeEDTA formában kapták. A fa és szalmahamut desztillált vízben oldottuk (1g vizsgálati anyag + 100ml desztillált víz), majd szűrtük és a szűrletet adtuk a tápoldathoz.



3-4. kép: A kísérleti növények előkészítése a csíráztatáshoz (a felületi sterilizálás fázisa) (Fotó: Bojtok K., 2011)

A környezeti feltételek szabályozottak voltak: a fényintenzitás $300 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, a hőmérséklet periodicitása 25/20°C (nappal/éjjel), a relatív páratartalom (RH) 65-75%, a megvilágítás/sötét periódus 16 óra/8 óra volt. A növények nevelésére a Növénytudományi Intézet, Mezőgazdasági Növényteni és Növényélettani nem önálló Tanszék klímazobájában került sor.



5. kép: Növények nevelése a klímazobájában (kép: Bojtok K., 2011)

4. 7. Az alkalmazott biotrágya

Az alkalmazott biotrágya viszkózus folyadék, mely két baktériumot, az *Azotobacter chroococcumot* ($1-2 \times 10^9$ db cm^{-3}) és a *Bacillus megatheriumot* ($1-2 \times 10^8$ db cm^{-3}) tartalmaz, a használata biogazdálkodásban is ajánlott.

4. 8. Eredmények kiértékelése

Az eredmények statisztikai kiértékeléséhez Microsoft Excel 2003 és Sigma Plot 8.0 verziót használtam.

5. Eredmények

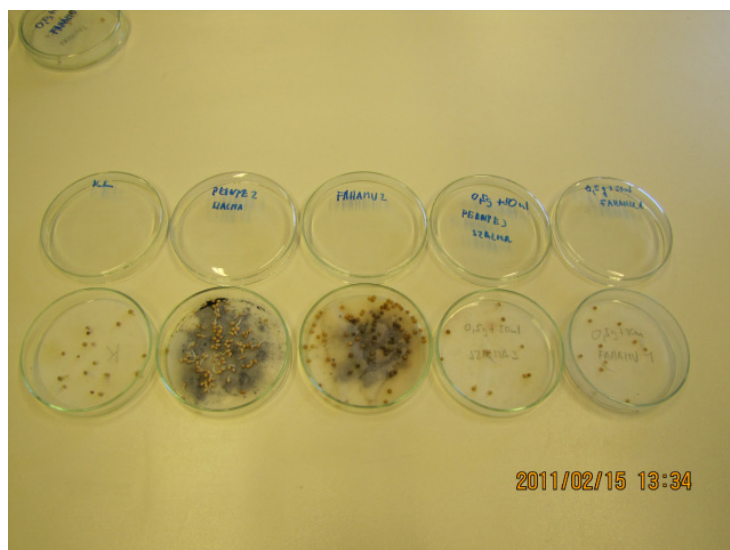
5.1. A minták hatása a mustármag csírázására

A mustár az egyik legérzékenyebb növényünk, ezért toxicitási vizsgálatokban általánosan használt. A mezőgazdasági üzem fa és szalmahamujának oldékonysága csekély, viszont még kis mennyiségben oldódva is jelentős mértékben növeli a pH-át. A csíráztatási vizsgálatokat megelőző mérések során a fahamu pH-ja 12,44, a szalmahamué 10,04 volt. Valószínűsíthető, hogy ez lehetett az oka a rendkívül alacsony csírázási százaléknak a fahamunál. A csíráztatási kísérlet adatait a 2. táblázatban foglaltam össze.

2. táblázat: Különböző kezelések hatása a mustár csírázására. Jelölések: A: fahamu, B: szalmahamu C: 0,5g+50ml fahamu, D: 0,5g+50ml szalmahamu. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: **p<0.01; ***p<0.001.

kezelések					
mérési napok	kontroll	A	B	C	D
csírázási %					
2.	88,00± 4,58	12,00± 2,00***	40,00± 10,44**	91,67± 3,51	92,67±3,21
3.	5,67± 5,13	8,33± 7,09	34,00± 0,00**	3,67± 1,15	3,33±0,58
4.	1,33± 1,25	1,67± 1,53	13,00± 0,00**	1,00±0,58	1,67±1,15
5.	0,67± 0,58	0,00± 0,00	6,33± 0,00**	1,33±0,58	0,33±0,58
6.	0,33± 0,58	0,33± 0,58	1,00± 0,00	0,00±0,00	0,00±0,00
összesen:	95,67	22,00	93,33	97,67	98,00

A vizsgálat során a csírázási százalékon kívül vizsgáltam a csírázási erélyt is, mint az egyik legfontosabb értékmérő tulajdonságot. A fokozott csírázási erély azt jelenti, hogy a magvak túlnyomó része hamar és egy időben csírázik, ami a kelést is egyidejűvé teszi, ennek eredményeképpen a növényállomány is kiegyenlített lesz, ez pedig megkönnyíti bármely szántóföldi kultúra munkálatait. A fahamu és szalmahamu szűrletének vizsgálatakor a csírázási erély meghaladta a kontroll értéket a második mérési napon. A szalmahamu kezelés hatására a mustármag csírázási százaléka a harmadik és a negyedik napon szignifikánsan meghaladta a kontroll értéket. Az össz-csírázási százalékot tekintve a fahamu és a szalmahamu csökkentette a csírázást, míg a szűrletek vizsgálatánál a csírázási százalék növekedett. A csírázási százalék a második mérési napon szignifikánsan csökkent a fahamukezelésnél mért értékhez és a kontrollhoz viszonyítva. A magok csíráztatását a 6. kép szemlélteti.



6. kép: Mustármagok csírázása (kép: Bojtok K., 2011)

5. 2. A vizsgált fa- és szalmahamuban található fontosabb elemek

A célirányos vizsgálatok elvégzéséhez szükség volt a hamuk elemtartalmának előzetes meghatározásához, az „Anyag és módszer” fejezetben leírtak szerint. A vizsgálatok eredményét a 3. táblázatban foglaltam össze.

3. táblázat: A vizsgált elemek mennyisége a fáhamuban és szalmahamuban (mg kg^{-1})

Elemek	Fáhamu	Szalmahamu
Al	1857	6423
B	75,9	165
Ba	336	145
Ca	28555	129424
Cd	0,97	254
Cr	9,77	9,21
Cu	30,1	54,5
Fe	2495	6401
K	96200	109494
Li	6,74	13,6
Mg	10698	31732
Mn	411	408
Na	2420	14492
Ni	9,29	2,89
P	15014	13157
S	4428	8475
Sr	206	762
Ti	136	147
Zn	194	599

A táblázatban látható, hogy a vizsgált anyagokban számos elem van. Vizsgálataimhoz kiválasztott elemeket piros színnel jelöltem a táblázatban. A jelölt elemek fiziológiai hatásai rendkívül összetettek.

5. 3. A vizsgált anyag hatása a tápoldaton nevelt növények elem-felvételére

Kísérleteink során mértük a különböző növényi részek elemtartalmát az eltérő kezelések hatására. Az eredményeket a 4-7. táblázatok szemléltetik.

4. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációjának (Al, Ca, Fe, Mg, P) alakulása különböző kezelések hatására (1: deszt.víz, 2: kontroll, 3: fahamu, 4: fahamu + biotrágya, 5: szalmahamu, 6: szalmahamu + biotrágya) a kukorica hajtásában, (mg kg⁻¹)

Elemek	1.	2.	3.	4.	5.	6.
Al	19,6	4,15	6,26	5,13	7,15	8,52
Ca	4543	7266	6719	6740	6652	7266
Fe	112	91,4	114	129	97,6	118
Mg	3207	2159	1874	1748	1838	1425
P	7962	16090	15825	13507	12935	13009

5. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációjának (Al, Ca, Fe, Mg, P) alakulása különböző kezelések hatására (1: deszt.víz, 2: kontroll, 3: fahamu, 4: fahamu + biotrágya, 5: szalmahamu, 6: szalmahamu + biotrágya) a kukorica gyökerében, (mg kg⁻¹)

Elemek	1.	2.	3.	4.	5.	6.
Al	23	49,4	95,5	60,7	63,5	93,2
Ca	1363	4837	4078	5342	6010	4348
Fe	57,6	1074	649	971	803	710
Mg	407	2128	1087	1322	1262	1308
P	2783	5563	4004	5513	4639	4592

6. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációjának (Al, Ca, Fe, Mg, P) alakulása különböző kezelések hatására (1: deszt.víz, 2: kontroll, 3: fahamu, 4: fahamu + biotrágya, 5: szalmahamu, 6: szalmahamu + biotrágya) a napraforgó hajtásában, (mg kg⁻¹)

Elemek	1.	2.	3.	4.	5.	6.
Al	9,72	13,2	6,22	7,88	10,4	6,39
Ca	12246	43841	29693	40045	41411	42119
Fe	55,9	303	167	255	343	205
Mg	2288	4325	3599	4039	3785	4394
P	2087	9621	6212	7512	8922	7632

7. táblázat: A vizsgált elemek koncentrációjának (Al, Ca, Fe, Mg, P) alakulása különböző kezelések hatására (1: deszt.víz, 2: kontroll, 3: fahamu, 4: fahamu + biotrágya, 5: szalmahamu, 6: szalmahamu + biotrágya) a napraforgó gyökerében, (mg kg⁻¹)

Elemek	1.	2.	3.	4.	5.	6.
Al	153	29	32,5	77,1	29,3	73,4
Ca	4871	6315	5872	5411	6200	7025
Fe	334	735	565	704	565	667
Mg	379	1058	1020	867	970	1118
P	2330	3771	4162	3190	3958	3742

A vizsgálati eredményekből kitűnik, hogy a kukoricánál csak az alumínium és a vas mennyisége növekedett a hajtásban. A kukorica gyökerében az alumíniumot és a kalciumot kivéve az összes vizsgált tápelem mennyisége csökkent. Ez feltehetően a fahamu tápoldat pH-ra gyakorolt hatásával van összefüggésben. Ugyanis a tápoldat pH-jának növekedésével a legtöbb tápanyag felvehetősége csökken. A gyökér magasabb Al koncentrációja miatt feltehető, hogy a gyökérből hajtásba irányuló transzport gátolt volt, így a hajtásba kevesebb Al szállítódott.

Napraforgónál hasonlóak a vizsgálati eredmények. Szinte valamennyi tápelem mennyisége csökkent a hajtásban. A napraforgó gyökerében az Al felhalmozódott a kezelések hatására. A 3. kezelés hatására nőtt a gyökér foszfor tartalma, az 5. kezelése növelte a foszfor és kalcium koncentrációját. A 6. kezelés a kalcium és magnézium koncentrációra volt kedvező hatással.

Az eltérő reagálás oka a két növény eltérő tápanyag-felvételi mechanizmusával magyarázható, ugyanis a kétszikű növények inkább képesek a talaj pH-ját savanyítani, azáltal, hogy szerves savakat választanak ki. Így a napraforgó gyökere a kiválasztott szerves savak segítségével jobban kompenzálni tudta a fahamu lúgosító hatását.

5. 4. Vizsgálati anyagok hatása a kukorica és a napraforgó száraz anyag felhalmozására

A kétszikűek érzékenyebbek a rizoszféra pH-jára, már enyhén bázikus körülmények gátolják a tápanyagfelvételüket, azáltal, hogy a magas pH semlegesíti a gyökerek proton kiválasztását, ezért a H⁺-hoz kötött transzport folyamatok, mint az antiport és szimport erősen gátlódnak. A transzport folyamatok gátlása az alapvető tápelemektől fosztja meg a növényt, így a növekedés megtorpan. A számszerűsítéshez mértük a növények szárazanyag felhalmozását. Méréseim eredményét a 8-9. táblázatokban mutatom be.

8. táblázat: Kukorica gyökérének és hajtásának száraz tömege, hajtáshossza különböző kezelések hatására (1: deszt.víz, 2: kontroll, 3: fahamu, 4: fahamu + biotrágya, 5: szalmahamu, 6: szalmahamu + biotrágya) (g növény⁻¹). Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001.

kezelések	hajtás	gyökér	hajtáshossz (cm)
1	0,047± 0,01	0,042± 0,02	13,15± 1,40
2	0,125± 0,03	0,030± 0,01	22,36± 3,08
3	0,198± 0,05***	0,037± 0,00*	29,42± 2,68***
4	0,175± 0,01**	0,025± 0,01	24,09± 3,36
5	0,163± 0,07	0,027± 0,01	25,53± 3,36**
6	0,166± 0,03**	0,028± 0,01	25,56± 1,64***

9. táblázat: Napraforgó gyökérének és hajtásának száraz tömege különböző kezelések hatására (1: deszt.víz, 2: kontroll, 3: fahamu, 4: fahamu +biotrágya, 5: szalmahamu, 6: szalmahamu + biotrágya) (g növény⁻¹) Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: *p<0.05; **p<0.01;

kezelések	hajtás	gyökér
1	0,031±0,00	0,011±0,00
2	0,309±0,06	0,064±0,02
3	0,432±0,09**	0,071±0,03
4	0,340±0,08	0,068±0,03
5	0,366±0,09	0,077±0,03
6	0,390±0,10*	0,072±0,02

A kukorica hajtásának és gyökérének száraz tömegét a fahamu szűrletének használta szignifikánsan növelte. A hajtás hosszát hozzávetőlegesen 60, tömegét körülbelül 40%-al növelte. A fahamu növekedést fokozó hatása a fahamu magas tápelem és mikroelem koncentrációjára vezethető vissza. A szalmahamu szintén szignifikánsan növelte a hajtás szerves anyag felhalmozását, de a gyökér száraz tömege a kontroll érték alatt maradt. A kukorica hajtáshosszára szintén kedvező hatással voltak a kezelések. A hajtáshossz 31%-kal nőtt a kontrollhoz viszonyítva, amikor fahamut adtunk a tápoldathoz, ez az érték 14% volt a szalmahamu kezelésnél a kontrollhoz viszonyítva. A biotrágyával kiegészített kezeléseknél nem volt nagyobb hajtáshossz növekedés megfigyelhető. A desztillált vízben nevelt növények növekedése elenyésző volt a többi vizsgálthoz képest, ami a tápanyagok hiányára vezethető vissza. A gyökérzet növekedése nem mutatott ilyen nagy eltérést a kezelések és a kontrollhoz képest, viszont itt is megfigyelhető a fahamu kedvezőbb hatása, valamint a szalmahamu és biotrágya együttes kezelésének növekedést elősegítő hatása.

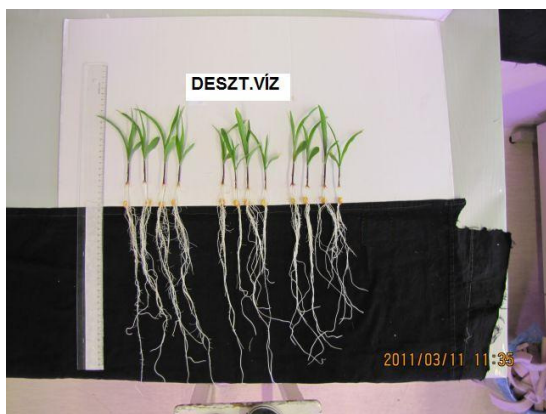
A napraforgónál a fa,- és szalmahamu-szűrlet növelte a hajtások száraztömegét. A napraforgó hajtásának száraz tömege a fahamukezelésnél 40%-kal, a szalmahamu kezelésnél 20%-kal nőtt a kontrollhoz viszonyítva. A gyökerek száraz tömegében nem volt lényeges eltérés. A szalmahamához adott biotrágya hatására a hajtás száraz tömege a kontrollhoz képest tovább növekedett 6%-kal. A napraforgó gyökérének száraz tömege minden kezelés hatására növekedett, de ez a növekedés nem

volt szignifikáns. Az intenzívebb gyökérnövekedés kedvező, mert a növény nagyobb felületen képes vizet és tápanyagot felvenni, ezáltal nő a stressztoleranciája is.

A biotrágya kedvező hatását azzal magyarázhatjuk, hogy a baktérium komponensei révén aktívan részt vesz a tápoldat – növény – tápanyagfelvétel rendszerbe.

Desztillált vizes kezelésnél a kukoricánál és a napraforgónál is csökkent száraz tömeg felhalmozás figyelhető meg, ami azzal magyarázható, hogy a desztillált víz nem tartalmaz a növények számára fontos tápelemeket, így a növekedésük gátolt, illetve a növény kizárólag a raktározott tápanyagkészletére utalt.

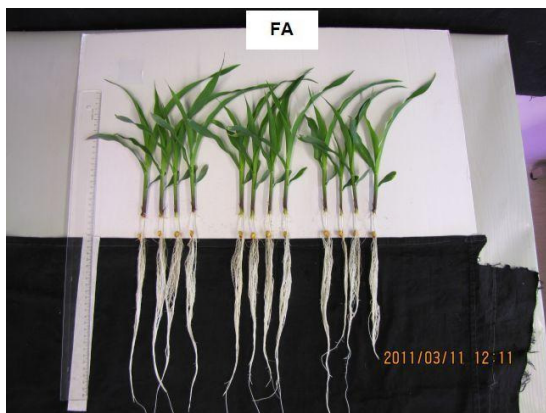
A kapott eredményeket a 7-16 képek szemléltetik.



7. kép: deszt.víz kezelés hatása a kukorica növekedésére (Fotók: Bojtok K., 2011)



8. kép: kontroll kezelés hatása a kukorica növekedésre (Fotó: Bojtok K., 2011)



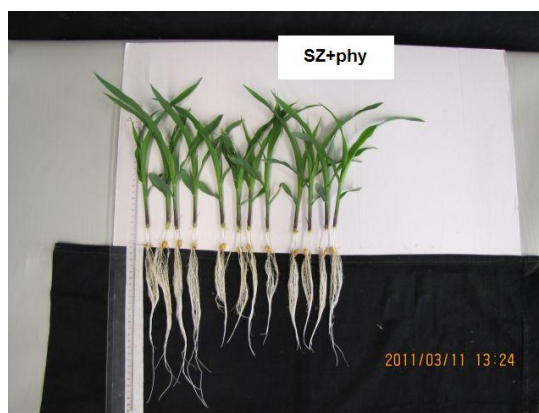
9. kép: fahamu kezelés hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Bojtok K., 2011)



10. kép: fahamu+ biotrágya kezelés hatása a kukorica növekedésre (Fotó: Bojtok K., 2011)



11. kép: szalmahamu kezelés hatása a kukorica növekedésére (Fotó: Bojtok K., 2011)



12. kép: szalmahamu+ biotrágya kezelés kukorica növekedésére (Fotó: Bojtok K., 2011)



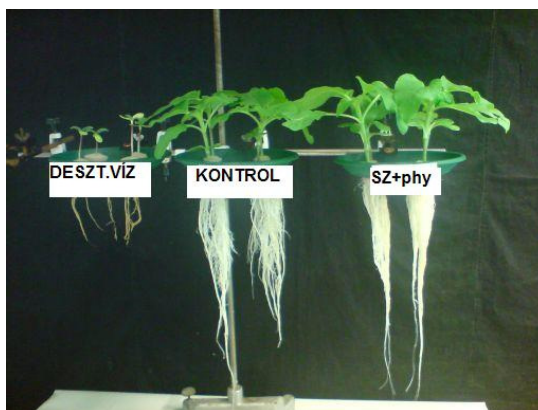
13. kép: fahamu kezelés hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Bojtok K., 2011)



14. kép: fahamu+ biotrágya kezelés hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Bojtok K., 2011)



15. kép: szalmahamu hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Bojtok K., 2011)

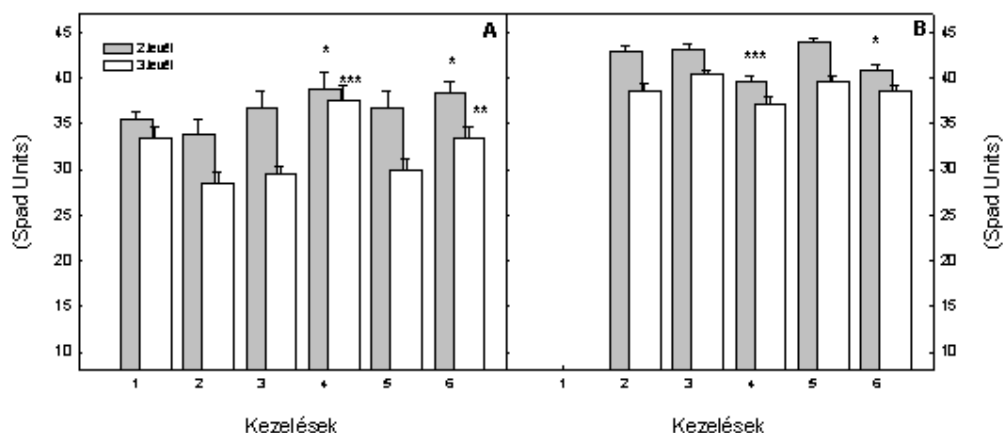


16. kép: szalmahamu+ biotrágya hatása a napraforgó növekedésére (Fotó: Bojtok K., 2011)

5. 5. Vizsgálati anyagok hatása a kukorica és napraforgó relatív klorofill tartalmára

A növények szerves anyag felhalmozása bonyolult biokémiai folyamatok összessége. Alapvetően a fotoszintézis és a légzés különbsége adja azt a szerves anyag tömeget, ami egy vegetációs periódus végén a biológiai termést jelenti, ennek egy része a gazdasági termés, amit eltérő módon, de

hasznosítunk, hasznosíthatunk. A környezeti tényezők mindkét folyamat intenzitását meghatározzák, miközben a növény ultrastruktúrája, annak aktivitása a környezeti hatások érvényesülésének a feltételei. Hatékony szerves anyag felhalmozás nem lehetséges a fotoszintetikus folyamatok nélkülözhetetlen alkotója, a klorofill nélkül. A kezelések hatással voltak a száraz anyag felhalmozásra, ami mögött a fotoszintetikus aktivitás illetve a klorofill tartalom változását feltételeztem. Méréseim szerint a kezelések befolyásolták a klorofill tartalmat (3. ábra).



3. ábra: A relatív klorofill tartalom változása különböző kezelések hatására (1: deszt.víz, 2: kontroll, 3: fahamu, 4: fahamu + biotrágya, 5: szalmahamu, 6: szalmahamu + biotrágya) kukorica (A) és napraforgó (B) második és harmadik levelében. (Spad Units) $n=60 \pm$ s.e. Szignifikáns különbség a kontrollhoz viszonyítva: * $p<0.05$; ** $p<0.01$; *** $p<0.001$.

A kukorica második és harmadik levelében mért relatív klorofill tartalom növekedett a kezelések hatására a kontrollhoz képest. A desztillált vízben nevelt növények relatív klorofill tartalma szintén növekedett. Ez azzal magyarázható, hogy egy kisebb növényi tömegben mért ugyanakkora relatív klorofill tartalom nagyobb értéket mutathat, mint egy nagyobb tömegben.

A biotrágyával kiegészített kezelések a második és harmadik levélben is szignifikánsan növelték a relatív klorofill tartalmat. A legnagyobb növekedés a fahamu + biotrágya kezelésnél volt mérhető, ebben az esetben a második levél relatív klorofill tartalma kb. 5 Spad egységgel, a harmadik levél 9 Spad egységgel nőtt. A fa és szalmahamu oldat használata is növelte a klorofill tartalmat igaz kisebb mértékben, a mindkét hamu esetében a második levélen 3 a harmadik levélen 1 Spad egységgel.

A napraforgónál a biotrágyával kiegészített tápoldaton nevelt napraforgók klorofill tartalma a legalacsonyabb, míg a fa és szalmahamu-oldatos kezelés hatására bekövetkezett klorofill növekedés a legnagyobb a kontrollhoz képest. Az eltérések a fahamu kezelésnél a második levélnél 0,21 a harmadik levélnél 1,75 Spad egység, míg a szalmahamunál 0,97 a második és 1,3 Spad egység a napraforgó harmadik levélében. A napraforgó esetében a biotrágyával kiegészített hamuszűrletek

csökkentették a relatív klorofill tartalmat a kontrollhoz képest. A napraforgó második levelében 3,28 Spad egységgel csökkent a relatív klorofill tartalom, ez az érték a harmadik levélben 1,47 Spad egység. A 6. kezelésnél a második levél relatív klorofill tartalma 2,6 a harmadik levél 1,78 Spad egységgel csökkent a kontrollhoz képest. A desztillált vizes kezelés a levélzet igen kicsi mérete és növekedés elmaradásának hiányában értékelhetetlen volt.

5. 6. Vizsgálati anyagok hatása a tápoldatok pH-jára

A kukorica növények tápoldat cseréi előtt a desztillált vizes kezelésnél a pH 4,77, a kontrollkezelésnél 6,05 volt. Legmagasabb pH a fahamu+biotrágya kezelésnél volt mérhető - 6,58 pH. A tápoldat csere után a desztillált vizes kezelésnél a pH 5,67, a kontrollkezelésnél 5,54. Itt a legmagasabb pH a fahamukezelésnél volt - 7,79 pH. A desztillált vízhez és a kontrollhoz képest növekedett a pH, amely a fahamu lúgosságára vezethető vissza. A tápoldat csere után a fahamu oldattal kezelt növényeknél a pH átlépte a 7-et, lúgosba váltva.

A kezelések során megfigyelhető volt, hogy a tápoldatok cseréje után a desztillált víz, fahamu és fahamu + biotrágya kezelések pH-ja nőtt, míg a kontroll, szalmahamu, szalmahamu + biotrágya kezelések pH-ja csökkent.

A vizsgálatok során megállapítható, hogy a fahamu jelentősen növelte a lúgosságot, ezért savanyú talajokon vagy lúgos közeget kedvelő növényeknél lenne különösen kedvező ez a hatása.

A kukorica tápadatainak pH-ját a 10. táblázat mutatja be.

10. táblázat: A tápoldat pH-jának alakulása kukoricánál (1: deszt.víz, 2: kontroll, 3: fahamu, 4: fahamu + biotrágya, 5: szalmahamu, 6: szalmahamu + biotrágya)

Kezelések	Tápoldat csere előtt	Tápoldat csere után
1 Deszt.víz	4,77± 0,18	5,67± 0,06
2 Kontrol	6,05± 0,13	5,54± 0,01
3 FA	6,47± 0,12	7,79± 0,02
4 FA+biotrágya	6,58± 0,13	7,66± 0,03
5 Szalma	6,30± 0,14	6,22± 0,03
6 Szalma+biotrágya	6,41± 0,09	6,13± 0,01

A napraforgó növények tápoldat cseréi előtt a desztillált vizes kezelésnél a pH 4,92, a kontrollkezelésnél 6,42 volt. Legmagasabb pH a szalmahamu kezelésnél volt - 7,08 pH.

A tápoldat csere után a desztillált vizes kezelésnél a pH 4,76, a kontrollkezelésnél 5,31 volt. Itt a legmagasabb pH a fahamukezelésnél volt - 6,25 pH.

A kezelések során megfigyelhető, hogy a tápoldatok cseréje után a desztillált víz kivételével az összes kezelés pH-ja csökkent.

A napraforgó tápadatainak pH-ját a 11. táblázat mutatja be.

11. táblázat: A tápoldat pH-jának alakulása napraforgónál (1: deszt.víz, 2: kontroll, 3: fahamu, 4: fahamu +biotrágya, 5: szalmahamu, 6: szalmahamu + biotrágya)

Kezelések		Tápoldat csere előtt	Tápoldat csere után
1	Deszt.víz	4,92± 0,15	4,76± 0,39
2	Kontroll	6,42± 0,45	5,31± 0,92
3	FA	6,59± 0,33	6,25± 0,63
4	FA+biotrágya	6,27± 0,23	5,64± 0,51
5	Szalma	7,08± 0,36	6,18± 0,53
6	Szalma+biotrágya	6,61± 0,37	5,63± 0,52

6. Következtetések

A cégnél nem használják fel a képződő hamut talajerő visszapótlás céljából, mivel nincs lehetőség a hamu összetételét, különösen kálium tartalmát vizsgálni. Véleményem szerint, ha a megfelelő vizsgálat után talajjavítás szempontjából pozitívnak bizonyult elégetett melléktermékekből képződő hamu, azt kiszórva növelhető lenne a talaj termőképessége és ez nagyobb hozamot, és további versenyképességet jelenthetne a gazdaság számára.

Az alkalmazott fahamu és szalmahamu melléktermék növényfiziológiai vizsgálatai alapján azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a különböző kezelések hatása eltérő volt a két vizsgálati növényen. Vizsgálataim alapján megállapítható, hogy a kezelések eltérően hatottak az egy- és kétszikű növényekre. A mezőgazdasági melléktermékként keletkezett fa- és szalmahamu a növények számára nélkülözhetetlen, létfontosságú elemeket tartalmaz jelentős koncentrációban. A mért elemek koncentrációja optimálishoz közelinek tekinthető. A fa- és szalmahamu jelentős tápanyag-kiegészítő lehet a növények tápanyag-utánpótlásában. Jelentőségét fokozza, hogy egy melléktermék újrahasznosításáról lehet szó, illetve az, hogy a fa és szalmahamu nem tekinthető klasszikus kemikáliának, azaz természetes körülmények között is keletkezik.

A fahamuból készített vizes oldat pH-ja erősen lúgos. A talajt lúgosító hatás miatt a fahamu nem alkalmazható eredetileg is lúgos talajokon, viszont hatása igen kedvező lehet a savanyú talajoknál, de csak alapos vizsgálatokkal alkalmazható semleges közeli talaj pH-nál. Az alkalmazás lehetőségét a fahamu rendkívül alacsony oldékonysága biztosítja. Ez a kedvező hatás azt eredményezheti, hogy a savanyú talajokon nevelt növények nehézfém felvétele csökken, ami humán-, és állatélvelmezési szempontból is jelentős. A fahamu alkalmas lehet az emberi tevékenység miatt savanyodó talajok természetes állapotának a helyreállítására, így környezetvédelmi szempontok is indokolják a további vizsgálatokat. A fa és szalmahamu növelte a növények szárazanyag tartalmát és katalizálta a fejlődésüket, viszont a csírázási kísérletben a fahamu önmagában való adagolása rontotta a csírázási arányt, ezért főként utólag kijuttatott növényi tápanyag vonatkozásában lehetne hasznosítani.

7. Összefoglalás

A növénytermelésben a műtrágya felhasználása folyamatosan növekedett. Későbbi csökkenésének, előállítási költsége és környezetterhelő hatása volt az oka. A drága műtrágyák alkalmazása közvetetten növeli a világ energiafelhasználását, esetünkben a mezőgazdasági termelés költségeit, valamint a környezetet is terhelheti. Következésképpen vetődik fel az alternatív és környezetbarát, nagy mennyiségben rendelkezésre álló tápanyagok keresése.

A dolgozat írása során a Törökszentmiklósi Mezőgazdasági Zrt-ből származó fa és szalmahamu növényfiziológiai hatásait vizsgáltam.

Az össz-csírázási százalékot tekintve a fahamu közvetlen adagolása csökkentette a mustármag csírázását. A fejlődő kukorica és napraforgó növény esetében viszont a fa és szalmahamu kezelések, valamint a hozzáadott biotrágya növelte mind a hajtás és gyökér szárazanyag tartalmát, illetve a levélfelületet és a hajtáshosszt. A kezelések hatással voltak a száraz anyag felhalmozódásra, ami mögött a fotoszintetikus aktivitás, illetve a klorofill tartalom változását feltételeztem. A kukorica és a napraforgó második és harmadik levelén mért relatív klorofill tartalom növekedett a kontrolhoz képest a fa és a szalmahamu kezelések hatására, viszont a hozzáadott biotrágya kezelés kis mértékben csökkentette a klorofill tartalmat.

Ezek tudatában jól látható, hogy igenis szükség van az alternatív és környezetbarát-tápanyag széles körben való elterjedésére. Olyan megoldások alkalmazására, amik környezet-kímélőek, gazdaságosan folytathatók, hosszútávon alkalmazhatók, és fenntarthatóan üzemeltethetőek a környezet károsítása nélkül. A téma egyre aktuálisabbá válik válságokkal teli világunkban, egyre sürgetőbbé válik az alternatív megoldások keresése, majd alkalmazása a gyakorlatban is.

8. Irodalom

- Abadia, L., Abadia A.** (1993): Iron and plant pigments. In: Iron Chelation in Plants and Soil Microorganisms. Ed. L.L. Barton and B. Hemming. pp. 327-343. Academic Press, New York.
- Adriano D. C., Page A. L., Elseewi A.A., Chang A. C., Straughan I.** (1980): Utilization of fly ash and other coal residues in terrestrial ecosystems: a review. *J. Environ. Qual.* 9, 333-344.
- Agbenin J. O., Goladi J. T.** (1997): Carbon, nitrogen and phosphorous dynamics under continuous cultivation as influenced by farmyard manure and inorganic fertilizers in the Savanna of northern Nigeria. *Agric. Ecosyst. Environ.* 63, 17-24.
- Armstrong M. J., Kirkby E. A.** (1979): The influence of humidity on the mineral composition of tomato plants with special reference to calcium distribution. *Plant Soil* 52, 427-435.
- Asher C. J.** (1991): Beneficial elements, functional nutrients, and possible new essential elements. In 'Micronutrients in Agriculture' second edition (J.J. Mortvedt, F.R. Cox, L.M. Shuman and R.M. Welch, eds.) pp.703-723. Soil Sci. Amer. Book Series No.4, Madison, WI, USA.
- Barótfi I.** (1993): Energiafelhasználói kézikönyv, Környezettechnika Szolgáltató Kft, Budapest
- Barótfi I.** (2000): Környezettechnika, Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Barótfi I.** (1982): Mezőgazdasági technika és környezetvédelem, Mezőgazdasági Kiadó, Szeged
- Barry D. A. J., Miller M. H.** (1989): Phosphorus nutritional requirement of maize seedlings for maximum yield. *Agron. J.* 81, 95-99.
- Benkő P.** (2010): Hamuból műtrágya – interjú Fülöp Tamással a Nitrogénművek Zrt. fejlesztési osztály vezetőjével. *Gazdasági Tükörcsop. Magazin.* 2010/2: 6.
- Bennet R. J., Breen C. M., Bandu V. H.** (1990): A role for Ca^{2+} in the cellular differentiation of root cap cells: a re-examination of root growth control mechanisms. *Environ. Exp. Bot.* 30, 515-523.
- Bennet R. J., Breen, C.M.** (1989): Towards understanding root growth responses to environmental signals. The effect of aluminium on maize. *S. Afr. J. Sci.* 85, 9-12.
- Bollard E. G.** (1983): Involvement of unusual elements in plant growth and nutrition. In 'Encyclopedia of Plant Physiology, New Series' (A. Läuchli and R.L. Bielski, eds. Vol. 15B, pp. 695-755. Springer Verlag, Berlin and New York.
- Bould C., Parfitt R. I.** (1973): Leaf analysis as a guide to the nutrition of fruit crops. X. Magnesium and phosphorus and culture experiments with apple. *J. Sci. Food Agric.* 24, 175-185.
- Chang A. C., Lund L. J., Page A. L., Warneke J. E.** (1977): Physical properties of fly ash amended soils. *J. Environ. Qual.*, 6: 267-270.
- Clapham W. M., Zibilske L. M.,** (1992): Wood ash as a liming amendment. *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.* 23: 1209-1227.

- Clark R. B.** (1977): Effect of aluminium on growth and mineral elements of Al-tolerant and Al-intolerant corn. *Plant Soil.* 47, 653-662.
- Cowan I. R., Raven J. A., Hartung W., Farquhar G. D.** (1982): A possible role for abscisic acid in coupling stomatal conductance and photosynthetic carbon metabolism in leaves. *Aust. J. Plant Physiol.* 9, 489-498.
- Demeyer A., Voundi Nkana J.C., Verloo M.G.,** (2001): Characteristics of wood ash and
- Dorenstouter H., Pieters G. A., Findenegg G. R.** (1985): Distribution of magnesium between chlorophyll and other photosynthetic functions in magnesium deficient 'sun' and 'shade' leaves of poplar. *J. Plant Nutr.* 8, 1088-1101.
- Egmond F. van, Breteler H.** (1972): Nitrate reductase activity and oxalate content of sugar beet leaves. *Neth. J. Agric. Sci.* 20, 193-198.
- Etiegni and Campbell, 1991. L. Etiegni and A.G. Campbell** (1991): Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresour. Technol.* 37, pp. 173–178.
- Evans D. E., Briars S. A., Williams L. E.** (1991): Active calcium transport by plant cell membranes. *J. Exp. Bot.* 42, 285-303.
- Faust M., Klein J. D.** (1974): Levels and sites of metabolically active calcium in apple fruit. *J. Am.Soc. Hortic. Sci.* 99, 93-94.
- Felle H.** (1988): Cytoplasmic free calcium in *Riccia fluitans* L. and *Zea mays* L.: Interaction of Ca^{2+} and pH? *Planta* 176, 248-255.
- Foy C. D.** (1983): The physiology of plant adaptation to mineral stress. In 'The Plant Root and its Environment' (E.W. Carson ed.), pp. 601-642. University press Virginia, Charlottesville.
- Fransman B., Nihlgård B.** (1995): Water chemistry in forested catchments after topsoil treatments with liming agents in South Sweden. *Water Air Soil Pollut.* 85, pp. 895–900.
- Fredeen A. L., Rao I. M., Terry N.** (1989): Influence of phosphorus nutrition on growth and carbon partitioning in *Glycine max*. *Plant Physiology* 89, 225-230.
- Górecka H., Chojnacka K., Górecki H.** (2006): The application of ICP-MS and ICP-OES in determination of micronutrients in wood ashes as soil conditioners. *Talanta* 70, 950-956.
- Göke C.** (1998): Artificial blackening of snow influence on the melt velocity. Lulea University of Technology, Division of Water Resources Engineering. Report for a senior design project.
- Grant C.A., Buckey W.T., Bailey L. D., Selles F.** (1998): Cadmium accumulation in crops. *Can.J.Plant Sci.* 73:1-17.
- Hanson J. B.** (1984): The function of calcium in plant nutrition. In 'Advance in Plant Nutrition' (P. B. Tinker, A. Läuchi, eds.) 149-208.
- Hartman M., Alexa L.** (2001): Hulladékok a mezőgazdaságban, az erdészetben, a gyümölcsösben, és a szőlészetben, Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó

- Hecht-Buchholz C.** (1967): Über die Dunkelfärbung des Blattgrüns bei Phosphormangel. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 118, 12-22.
- Heenan D. P., Campbell L. C., Carter O. G.** (1981): Inheritance of tolerance to high manganese supply in soybean. *Crop Science* 21, 625-627.
- Hsiao T. C., Läuchli A.** (1986): Role of potassium in plant – water relations. In 'Advances in Plant Nutrition' (B. Tinker and A. Läuchli eds.), Vol. 2. pp. 281-312. Praeger Scientific, New York.
- Izsáki Z.** (2000): Mezőgazdasági hulladék gyűjtése, ártalmatlanítása, hasznosítása, Tessedik Sámuel Főiskola Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Főiskolai Kar, Szarvas
- Muse J. K., Mitchell C.C.** (1995): Paper mill boiler ash and lime by-products as soil liming materials. *Agron. J.* 87, pp. 432–438.
- Jones R. L., Gilroy S., Hillmer S.** (1993): The role of calcium in the hormonal regulation of enzymes synthesis and secretion in barley aleurone. *J. Exp. Bot.* 44, 207-212.
- Jones W. R. G., Bradly C. J., Speirs J.** (1979): Ionic and osmotic relations in plant cells. In 'Recent Advances in the Biochemistry of Cereals' (D. L. Laidman and R. G. Wyn Jones, eds.), pp. 63-103. Academic Press, London.
- Kacz K., Neményi M.** (1998): Megújuló energiaforrások, Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest,
- Kahl J. S., Fernandez I. J., Rustad L. E., Peckenham J.,** (1996): Threshold application rates of wood ash to an acidic forest soil. *J. Environ. Qual.* 25: 220-227.
- Kasai M., Muto S.** (1990): Ca^{2+} pump and $\text{Ca}^{2+}/\text{H}^{+}$ antiporter in plasma membrane vesicles isolated by aqueous two phase partitioning from corn leaves. *J. Membr. Biol.* 114, 133-142.
- Khanna P. K., Raison R. J., Falkiner R. A.,** (1994): Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. *For. Ecol. Management.* 66: 107-125.
- Kinraide T. B.** (1993): Aluminium enhancement of plant growth in acid rooting media. A case of reciprocal alleviation of toxicity by two toxic cations. *Physiol. Plant.* 88, 619-625.
- Kirkby E. A., Pilbeam D. J.** (1984): Calcium as a plant nutrient. *Plant Cell Environment* 7, 397-405.
- Konishi S., Miyamoto S., Taki T.** (1985): Stimulatory effects of aluminium on tea plants grown under low and high phosphorus supply. *Soil. Sci. Plant Nutr. (Tokyo)* 31. pp. 361-368.
- Kreimer G., Melkonian M., Holtum J. A. M., Latzko E.** (1988): Stromal free calcium concentration and light-mediated activation of chloroplast fructose-1,6-bisphosphatase. *Plant Physiol.* 86, 423-428.
- Kresjl J. A., Scanlon T. M.,** (1996): Evaluation of beneficial use of wood-fired boiler-ash on oat and bean growth. *J. Environ. Qual.* 25: 950-954.

- Kurvits A., Kirkby E. A.** (1980): The uptake of nutrients by sunflower plants (*Helianthus annuus*) growing in a continuous flowing culture system, supplied with nitrate or ammonium as nitrogen source. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk*, 143, 140-149.
- Láng I.** (2002): *Környezet és természetvédelmi lexikon*, Akadémia kiadó, Budapest,
- Lauer M. J., Blevins D. G., Sierzputowska-Gracz H.** (1989): ^{31}P -nuclear magnetic resonance determination of phosphate compartmentation in leaves of reproductive soybeans (*Glycine max* L.) as affected by phosphate nutrition. *Plant Physiology* 89, 1331-1336.
- Leigh R.A., Jones W. R. G.** (1986): Cellular compartmentation in plant nutrition: the selective cytoplasm and the promiscuous vacuole. In 'Advances in Plant Nutrition 2' (eds.: B. Tinker, A. Läuchli) 249-279.
- Lickacz J.** (2002): Wood Ash- an Agricultural Liming material for Agricultural Soils. in: *Agri-facts*, febr.2002. Alberta/Canada
- Lynch J., Läuchli A., Epstein E.** (1991): Vegetative growth of the common bean in response to phosphorus nutrition. *Crop Sci.* 31, 380-387.
- Mahapatra I. C., Singh K. N., Pillai K. G., Bapat S. R.** (1985): Rice soils and their management. *Indian J. Agron.* 30, 1-41.
- Matsumoto H., Hirasawa E., Morimura S., Takahashi E.** (1976): Localization of aluminium in tea leaves. *Plant Cell Physiol.* 17, 627-631.
- McCarty G. W., Siddaramappa R., Wright R. J., Cadling E. E., Gao G.** (1994): Evaluation of coal combustion by products as soil liming materials: Their influence on soil pH and enzyme activity. *Biol. Fertil. Soils.* 17, 167-172.
- Meiweis K. J.** (1995): Application of lime and wood ash to decrease acidification of forestsoils. *Water Air Soil Pollut.* 85: 143-152.
- Michael G.** (1941): über die Aufnahme und Verteilung des Magnesiums und dessen Rolle in der höheren grünen Pflanze. *Z. Pflanzenernaehr. Dueng. Bodenk.* 25, 65-120.
- Miller G. W., Huang I. J., Welkie G.W., Pushnik J.C.** (1995): Function of iron in plants with special emphasis on chloroplasts and photosynthetic activity. In: *Iron Nutrition in Soil and Plants*. Ed. J. Abadia, 19-28. Kluwer Academic Press, Dordrecht.
- Moody O. P., Yo S. A., Aitken R. L.** (1997): Soil organic carbon, permanganate fractions and the chemical properties of acidic soils. *Aust. J. Soil Res.* 35, 1301-1308.
- Muse, J. K., Mitchell, C. C.** (1995). Paper mill boiler-ash and lime byproducts as soil liming materials. *Agron. J.* 87: 432-438.
- Nádas L., Korényi J.** (1984): *Kazánfűtés*, Műszaki könyvkiadó, Budapest
- Nambiar K. K. M.** (1994): Soil fertility and crop productivity under long-term fertilizer use in India. ICAR Publication, New Delhi.

- Nuttal W. F., Ukrainetz H. Szewart J. W. B., Spurr, D. T.** (1987): The effect of nitrogen, sulphur, and boron on yield and quality of rapeseed (*Brassica napus* L. and *B. campestris* L.) Can.J.Soil Sci. 67:545-559.
- Ohno T.** (1992): Neutralization of soil acidity and release of phosphorus and K by wood ash. J. Environ. Qual. 21: 433-438.
- Ohno T., Erich M.S.,** (1993). Incubation-derived calcium carbonate equivalence of papermill boiler-ashes derived from sludge and wood sources. Environ. Pollut. 79: 175-180.
- Patterson S. J., Acharaja S. N., Bertschi A. B., Thomas J. E.** (2004): Application of Wood Ash to Acidic Boral Soils and its Effect on Oilseed Quality of Canola. Agr J. 96:1344-1348.
- Penczik P.**(2007): Aranyat érő hulladék, Haszon Agrár,
- Pushnik, J. C., G. W. Miller, J. H. Manwaring** (1984): The role of iron in higher plant chlorophyll biosynthesis, maintenance and chloroplast biogenesis. J. Plant Nutri. 7:733-557.
- Rao I. M., Terry N.** (1989): Leaf phosphate status, photosynthesis, and carbon partitioning in sugar beet. I. Changes in growth, gas exchange, and Calvin cycle enzymes. Plant Physiol. 90, 814-819.
- Rodale J. I.** (2003): Lime, Wood Ash and Rock Journey to Forever in Online Library, Pay Dirt, Part 2b. ([http:// journeytoforever.org/farm_library/paydirt_2b.html](http://journeytoforever.org/farm_library/paydirt_2b.html))
- Rossiter R. C.** (1978): Phosphorus deficiency and flowering in subterranean clover (*Tr. Subterraneum* L.). Ann. Bot. (London) [N.S.] 42, 325-329.
- Schumaker K. S., Sze H.** (1990): Solubilization and reconstitution of the oat root vacuolar H^+/Ca^{2+} exchanger. Plant Physiol. 92, 340-245.
- Someshwar A. V.** (1996): Wood and combination wood-fired boiler ash characterization. J. Environ. Qual., 25: 962-972.
- Stefanovits P., Filep G., Fülek Gy.**(1999): Talajtan, Mezőgazda kiadó, Budapest.
- Stelzer R., Lehmann H., Kramer D., Lüttge U.** (1990): X-ray microprobe analysis of vacuoles of spruce needle mesophyll, endodermis and transfusion parenchyma ceels at different seasons of the year. Bot. Acta 103, 415-423.
- Suthipradit S.** (1991): Effects of aluminium on growth and nodulation of some tropical crop legumes. PhD Thesis, University of Quinsland, Australia.
- Taipale R.** (1996): Characteristics of solid fuels. M.Sc Thesis, University of Jyväskylä, Dept. of Chemistry, Lab. of applied chem. Jyväskylä, Finland.
- Technol. 77, 287–295.
- Terry N., Abadia J.** (1986): Function of iron in chloroplasts. J.Plant Nutr. 9: 609-646.
- Thyll Sz.** (2008): Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban Mezőgazda Kiadó , Budapest, 2008.

Treeby M. T., Van Steveninck R. F. M., de Vries H. M. (1987): Quantitative estimates of phosphorus concentrations within *Lupinus luteus* leaflets by means of electron probe X-ray microanalysis. *Plant Physiol.* 85, 331-334.

Ulery A. L., Graham R. C., Amrhein C. (1993): Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Sci* 156:358–364

Vance E. D. (1996): Land application of wood-fired and combination boiler ashes: an overview. *J. Environ Qual.* 25, pp. 937–944.

Varga K. (2003): Környezetvédelem az élelmiszeriparban, Szegedi Tudományegyetem Szegedi Élelmiszeripari Főiskolai Kar Élelmiszeripari Műveletek és Környezettechnika Tanszék jegyzete, Szeged.

Vermes L. (1993): Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás, Mezőgazda Kiadó, Budapest.

Vesterinen P. (2003): Wood Ash Recycling. State of the Art in Finland and Sweden. Research Report (PRO2/6107/03)

Welp G., Herms U., Brümmer G. (1983): Einfluss von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 146, 38-52.

Wu W., Peters J., Berkowitz G. A. (1991): Surface charge-mediated effects of Mg^{2+} on K^{+} flux across the chloroplast envelope are associated with regulation of stromal pH and photosynthesis. *Plant Physiol.* 97, 580-587.

Zahn, R., Axmann S. E., Rućknagel K. P., Jaeger E., Plu'ckthun A. (1994): Thermodynamic partitioning model for hydrophobic binding of polypeptides by GroEL. I. GroEL recognizes the signal sequences of b-lactamase precursor. *J. Mol. Biol.* 242:150 –164

I1: <http://probalkozas.lapunk.hu/?modul=oldal&tartalom=494976> Szerző: Kardos Rezső NVT tanácsadó Növényvédelmi szakmérnök

Felhasznált törvények, rendeletek:

1/2001. (1.24) KöM rendelet a hulladékkategóriákba tartozó egyes hulladékokat meghatározó jegyzékről

2000. évi XLIII. Számú hulladékgazdálkodásról szóló törvény

Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia 2008 – 2025 (2008)