

A bioszén felhasználásának lehetőségei a talaj tápanyag-utánpótlásában – Szemle –

RÉKÁSI Márk és UZINGER Nikolett

MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet, Budapest

Bevezetés

A bioszén a szerves anyagok (elsősorban növényi maradványok) oxigénszegény, vagy teljesen oxigénmentes pirolízisével előállított stabil anyag, amit talajjavításra is fel lehet használni (MOHAN et al., 2006). A szakirodalom alapján alkalmasnak tűnik arra is, hogy a szén ciklusból hosszabb időre (évszázadokra) szénatartékot vonjon ki, így mérsékelve a globális felmelegedést (LEHMANN et al., 2006).

A világ bioszén piaca 2013-ban körülbelül 100 000 t volt – a felmérésben Kína nem szerepelt (TRANSPARENCY MARKET RESEARCH, 2015). Az előrejelzés alapján ez a szám a közeljövőben nőni fog. Mindemellett ez a mennyiségi nagyságrend valószínűleg a felfutás után sem lesz elégséges még ahhoz, hogy a globális klímát számottevően befolyásolja, ezért a bioszénre elsősorban a kedvezőtlen tulajdonságú talajok javítására alkalmas anyagként kell tekinteni.

A bioszén előállításakor – a pirolízis végén – az eredeti anyag széntartalmának körülbelül 50%-a marad vissza, a pirolizálási folyamat körülményeitől függően (ATKINSON et al., 2010). A pirolízis hőmérsékletének és időtartamának változtatásával a bioszén tulajdonságai között ugyanazon kiindulási anyag esetében is számottevő különbség adódhat (INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, 2006).

A pirolízis során az eredeti szerves anyag szerkezete is megváltozik. Alapvetően három különböző frakció alakulhat ki a folyamat végeredményeként, amelyek aránya a bioszén tápanyag-szolgáltató képességét is befolyásolja. Legnagyobb részt egy, a további biológiai- és kémiai bomlásnak ellenálló, *perzisztens frakció* képződik (CHENG et al., 2008). Ez jellemzően grafit-szerű kristályos struktúrákat tartalmazó amorf anyag (QADEER et al., 1994), amelyben a konjugált aromás összetevőkhöz több különböző funkcionális csoport kapcsolódik (KRULL et al., 2009).

A perzisztens összetevők között toxikus molekulák (pl. PAH) is találhatóak, melyeket a bioszén alkalmazásakor figyelembe kell venni.

A bioszén porózus struktúrájának köszönhetően jelentős mennyiségű humusz- és fulvosavat is tartalmazhat (TROMPOWSKY et al., 2005).

A pirolízist követően a szerves szénből – nagy ellenállósága miatt – csak évszázados időtartamban szabadul fel tápanyag.

A második jellemző anyagcsoport a *labilis frakció*. Növényi eredetű bioszén esetében ezen anyagcsoport főleg cellulózból és hemicellulózból áll – ami a pirolízis során nem alakult át. Minél gyorsabb a pirolízis folyamata, a szenesedés annál tökéletlenebb, ami a labilis frakció arányának növekedését okozza. A bioszén talajba kerülését követően ez a frakció viszonylag gyorsan, akár néhány hét alatt mineralizálódhat és a benne lévő tápanyagok felvehetővé válnak (KUZYAKOV et al., 2009; NGUYEN et al., 2010; BRUUN et al., 2011).

A bioszén harmadik frakciója a *hamu frakció*, ami az eredeti szerves anyag oxidálódott maradéka. Ennek aránya a pirolízis hőmérsékletével és a folyamatban részt vevő oxigén mennyiségével nő. A nagyobb hamutartalom a bioszén pH-értékét és a mineralizált formában jelen lévő könnyen oldható elemek koncentrációját megnöveli (SINGH et al., 2010a). A hamu frakció elemtartalma azonnal felvehető a növények és a talajlakó mikroorganizmusok számára.

A bioszén tulajdonságai, pl. a kémiai összetétel, a felületi tulajdonságok, a szemcseméret és a pórusjellemzők meghatározzák a bioszén talajra gyakorolt hatását (TAMMEORG et al., 2014a). A bioszének nagy változatosságát – a kiindulási anyagtól és a pirolízis körülményeitől függő összetételét – figyelembe véve, a terméseredményekre gyakorolt hatások között nagy különbségek adódhatnak (CHEN et al., 2010; GASKIN et al., 2010; MAKOTO et al., 2011), amit befolyásol az is, hogy a talajban történő érlelődés során a bioszén tulajdonságai idővel változnak.

A bioszén alkalmazása már több ezer évre nyúlik vissza; az Amazonas-medencében számos ponton találhatóak olyan helyek, ahol a talajt faszénrel kezelték már időszámításunk előtt 10 000 évvel. Az egyelőre nem tisztázott, hogy ezek célirányos vagy véletlenszerű „kezelések” voltak. Hasonló talajok Európában is találhatóak, a legnagyobb kiterjedésben a mai Hollandia, Belgium és Németország nyugati területein. Ezeket a tápanyagban szegény homoktalajokon a középkorban hozhatták létre (VERHEIJEN et al., 2010).

A bioszén talajra gyakorolt hatásáról jelenleg rendelkezésre álló információk tenyészedény-, vagy néhány éves szabadföldi kísérletekből származnak. Az eredmények extrapolálása ugyan lehetséges hosszabb időtartam és különböző környezeti- és talajváltozók figyelembe vételével, de ezek nem elégségesek a talajjavítási célú felhasználás feltételeinek és körülményeinek pontos megállapításához (VERHEIJEN et al., 2010). Az extrapolálás sok esetben egyáltalán nem célravezető (LIANG et al., 2014), ezért egy meghatározott összetételű bioszén hatását az adott talaj fizikai- és kémiai tulajdonságaira igen nehéz megjósolni (BIEDERMAN & HARPOLE, 2013).

A korábbi vizsgálatok alapján a bioszén a mérsékelt övi, durva textúrájú, savanyú talajokon fejtheti ki leginkább kedvező hatását; azok tápanyaghiányát mérsékli, vízgazdálkodási tulajdonságait javítja (ATKINSON et al., 2010; LIU et al., 2012).

A bioszén által a talaj tápanyag-szolgáltató képességében előidézett változások tárgyalásához elsőként át kell tekinteni a bioszén hatását a talaj kémiai és fizikai tulajdonságaira.

A bioszén hatása a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira

A bioszének kulcsfontosságú fizikai tulajdonságai a nagymértékben porózus szerkezet és a nagy fajlagos felület. A bioszén részecskeméret-eloszlása, szerkezete, mechanikai ellenálló-képessége és a részecskék talajjal való kapcsolata eltérő változásokat eredményez a különböző talaj-, klimatikus tényezők és alkalmazási körülmények között. Talajba keverve megváltoztathatja annak textúráját, pórusméret-eloszlását és térfogattömegét, amelyek befolyásolják a talaj levegőzöttségét és vízkapacitását (DOWNIE et al., 2009; ATKINSON et al., 2010). A talaj textúrájának megváltoztatásához jelentős mennyiségű bioszén szükséges. Ilyen hatást faszénégetők területe és a környező talajok viszonyában írtak le (OGUNTUNDE et al., 2004).

A talaj hidrológiai tulajdonságait az is módosíthatja, hogy a legkisebb bioszén részecskék a talaj pórusait eltömhetik, ezáltal az infiltráció sebességét csökkenthetik (VERHEIJEN et al., 2010).

A bioszén talajba keverése annak kémiai tulajdonságai közül elsősorban a kémhatását, az adszorpciós kapacitását (kationcsere-képességet) és széntartalmát változtatja meg. A bioszén mészhatással bír (YUAN et al., 2011), a pH emelése révén növeli a talaj kationcsere-kapacitását, befolyásolja a tápanyagok hozzáférhetőségét és megelőzheti a tápanyagok kimosódását (LEHMANN et al., 2003; JONES et al., 2012). Bizonyos esetekben a bioszén pH-emelő hatása már a növények számára kedvezőtlen körülményeket is teremthet (pl. meszes talajon), termés-csökkenést okozhat (VAN ZWIETEN et al., 2010).

A bioszén nagy fajlagos felülete és a karboxil- és egyéb kation megkötésére képes funkciós csoportjai nagy száma növeli a negatív töltésű helyek mennyiségét, ezáltal a talaj kationcsere-kapacitását (CHENG et al., 2006, 2008; LEHMANN et al., 2009). A bioszének a talaj anion-megkötő képességére is hatással lehetnek. CHENG és munkatársai (2008) azt tapasztalták, hogy a bioszén 3,5-ös pH értéken anionokat tart vissza.

Jelenleg azonban részleteiben még nem ismert, hogy a bioszén kationcsere-kapacitása hogyan változik meg a talajban az évek során, miközben elbomlik és részecskéi a talaj mélyebb rétegei felé mosódnak (VERHEIJEN et al., 2010).

CHENG és munkatársainak (2008) eredményei szerint a bioszén felszíni töltése idővel lecsökken, miközben oxidálódik a talajban, ezáltal mind az anion-, mind a kationcsere-kapacitása csökken. RÉTHÁTI és munkatársainak (2013) vizsgálatai szintén hasonló eredményre vezettek. Ugyanakkor LEHMANN (2007) szerint az érlelt bioszének kationcsere-képessége általában magasabb, mint a friss bioszéneké.

A bioszén hatása a talaj tápelem-tartalmára

A bioszéneknek a talaj tápanyag-szolgáltató képességére és ezen keresztül a termékenységére gyakorolt hatásáról rendelkezésre álló információk nem koherensek, ami abból fakad, hogy a vizsgálati körülmények nagymértékben eltérnek.

Általánosságban kijelenthető, hogy a bioszén kiegyensúlyozottabbá teszi a növényi tápanyagok hozzáférhetőségét, javítja a talaj tápanyag-szolgáltató képességét

(LEHMANN et al., 2003), de a jelenség mögött álló folyamatok részben még tisztázatlanok (SOHI et al., 2010).

A javulás hátterében közvetlen – azaz a bioszén saját tápelem-tartalmán alapuló – és közvetett, a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak módosulásából eredő hatások állnak (DELUCA et al., 2009; BLACKWELL et al., 2010; SOLAIMAN et al., 2010; YUAN & XU, 2011; ENDERS et al., 2012; PENG et al., 2012;). A közvetlen és a közvetett hatás egyaránt befolyásolja a növények tápanyag-ellátását, de ezt a két folyamatot nehéz egymástól elkülöníteni (XU et al., 2013).

A bioszénnek saját tápelem-tartalma van (1. táblázat).

1. táblázat

A bioszén pH-értéke és összes makrotápelem-tartalma ATKINSON és munkatársai (2010) alapján

(1) Alapanyag	pH	C	N	C/N	P	K	Forrás
		g·kg ⁻¹	g·kg ⁻¹		g·kg ⁻¹	g·kg ⁻¹	
a) Kéreg (<i>Acacia mangium</i>)	7,4	398	10,4	38	–	–	YAMATO et al., 2006
b) Kukorica melléktermék	–	675	9,3	73	–	10,4	NGUYEN & LEHMANN, 2009
b) Kukorica melléktermék	–	790	9,2	86	–	6,7	NGUYEN & LEHMANN, 2009
c) Zöldhulladék	6,2	680	1,7	400	0,2	1,0	CHAN et al., 2007
d) Mogyoróhéj	–	499	11,0	45	0,6	6,2	MARGINI-BAIR et al., 2009
e) Baromfitrágya	9,9	380	20,0	19	25,0	22,0	CHAN et al., 2007
f) Rizsszár	–	490	13,2	37	–	–	TSAI et al., 2006
g) Fa (ismeretlen)	–	708	10,9	65	6,8	0,9	LEHMANN et al., 2003
h) Fa (<i>Pinus ponderosa</i>)	6,7	740	16,6	45	13,6	–	DELUCA et al., 2006
i) Fa (<i>Quercus</i> spp.)	–	759	1,0	759	–	1,1	NGUYEN & LEHMANN, 2009
i) Fa (<i>Quercus</i> spp.)	–	884	1,2	737	–	2,2	NGUYEN & LEHMANN, 2009

A kiindulási anyag és a pirolízis hőmérsékletének függvényében különböző mértékben tartalmaz hozzáférhető makro- és mikrotápelemeket (ENDERS et al., 2012), ennél fogva a bioszénnek közvetlenül is részt vesznek a növények tápanyag-utánpótlásában (GASKIN et al., 2007). Ugyanakkor a tápanyagok talajban történő felszabadulásának sebessége bizonytalan (SOHI et al., 2010).

A bevezetőben leírtaknak megfelelően a bioszén anyagában a tápanyagok az előállítás körülményeitől függően, hasznosulási sebességüket tekintve három for-

mában lehetnek jelen. Azonnal felvehetőek a hamu frakcióban található tápanyagok.

A labilis frakció tápanyagai néhány hetes mineralizációt követően válnak felvehetővé, míg a perzisztens frakcióban lévő tápanyagok csak évszázadok múltán szabadulnak fel, tehát az első két frakció az, ami a közvetlen tápanyag-szolgáltatásban szerepet játszik.

A bioszén közvetlen, gyors tápanyag-utánpótló képességére példa a PARVAGE és munkatársai (2013) kísérletében használt bioszén. A búza szalmájából készült pirolizált anyag összetétele a következőképp alakult: P: 0,9%; N: 2,9; Ca: 2,5; K: 1,8%; Mg: 0,5% és S: 0,2%. Az összes elemtartalom jelentős része a növények számára közvetlenül hozzáférhető, vízoldható formában volt. Ennek a frakciónak az aránya az összes elemtartalom belül a következőképp alakult: P: 6%; K: 49%; Ca: 89% és S: 24%.

A harmonikus tápanyagellátás fontos eleme a jobb tápanyag-visszatartás. A bioszén talajba juttatása után a mű- és szerves trágyákkal bevitt tápanyagok kimosódása a talajból szignifikánsan csökkent (LEHMANN et al., 2003).

LAIRD és munkatársainak (2010) kimosódási kísérletében a bioszén szignifikánsan csökkentette a szervesztrágyával kezelt vályogtalajon átszivárgott víz N-, P-, Mg- és Si-tartalmát. Ilyen hatás kisebb valószínűséggel fordul elő olyan bioszének alkalmazásakor, amelyek magas hamutartalommal rendelkeznek, így több mineralizálódott tápanyagot tartalmaznak (VERHEIJEN et al., 2010).

DOMENE és munkatársai (2014) összefoglalása szerint a bioszénnek a talaj növényi tápanyag-szolgáltató képességére gyakorolt kedvező hatása a következőkből fakad: 1) a bioszénrel talajba vitt könnyen oldható tápanyagokból (SOHI et al., 2010) és a bioszén labilis frakciójának mineralizációja révén felszabaduló növényi tápanyagokból (LEHMANN et al., 2009); 2) a bioszén nagy kationcsere-kapacitása következtében csökkent mértékű kimosódásból (LIANG et al., 2006; CHENG et al., 2008; LAIRD et al., 2010; SPOKAS et al., 2012); 3) az ammónia volatilizáció visszaszorulásából és a denitrifikációból származó N_2 és N_2O emisszió csökkenéséből fakadó alacsonyabb N-veszteségből (TAGHIZADEH-TOOSI et al., 2012; CAYUELA et al., 2013) és 4) a biológiai aktivitás fokozódása miatt visszatartott N-, P- és S-tartalomról (PIETIKÄINEN et al., 2000; THIES & RILLIG, 2009; LEHMANN et al., 2011; GÜEREÑA et al., 2013). Fontos megjegyezni, hogy a fenti folyamatok egy része elválaszthatatlan a talajélettől (KOC SIS & BÍRÓ, 2015).

Nitrogén – A bioszén N-tartalma széles skálán mozog. Egy $t\text{-ha}^{-1}$ bioszén – a dózistól, előállítástól függően – körülbelül 1–20 kg N kijuttatást jelent (1. táblázat). Ez a nitrogén azonban jórészt szerves kötésben található, ami csak mineralizáció után hozzáférhető a növények számára (LEHMANN, et al., 2003).

A nitrogén-utánpótlásban a bioszén hamu frakciója nem játszik szerepet. Ez a frakció gyakorlatilag az eredeti szerves anyag oxidálódott maradéka. Az oxidáció során a szén és nitrogén gáz halmazállapotú vegyületekben távozik, így a hamuban ez a két elem csak minimális mennyiségben található meg (DEMEYER et al., 2001) – a hamu frakció közvetlenül felvehető ásványi nitrogént gyakorlatilag nem tartalmaz. Mivel a perzisztens frakció N-tartalma nem játszik jelentős szerepet a táp-

anyag-utánpótlásban, így csak a labilis frakció N-tartalma az, ami ebből a szempontból figyelembe vehető.

A fentiek miatt a bioszén a talaj N-forgalmára elsősorban közvetett hatást gyakorol. Alkalmazásának elsődleges célja a nitrogén kimosódásának csökkentése, a nitrogén megkötődésének elősegítése és ezen keresztül a nitrogén hasznosulásának javítása. A bioszén több tulajdonsága révén képes befolyásolni a N-visszatartást. A bioszén által megnövelt kationcsere-kapacitás lehetővé teszi az NH_4^+ ionok fokozott megkötődését (LIANG et al., 2006; SINGH et al., 2010b). Ezt alátámasztják NELSON és munkatársainak (2011) vizsgálatai is, melyek eredménye szerint a bioszén növelte a talaj $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációját, míg csökkentette a $\text{NO}_3\text{-N}$ képződését.

Az $\text{NH}_4\text{-N}$ megkötődését segíti a bioszén által előidézett pH emelkedés is, melynek révén a talaj eredeti kationcsere-képessége megnő (CHAN et al., 2007; NOVAK et al., 2009).

A $\text{NO}_3\text{-N}$ kimosódása szintén mérséklődhet adszorpció révén, mivel a friss bioszén megfelelő pH-értéken számottevő anioncserélő-kapacitással rendelkezik; ami azonban néhány év alatt elhanyagolható mértékűre csökken (CHENG et al., 2008).

A $\text{NO}_3\text{-N}$ és általában a nitrogén-veszteségeket csökkenti a bioszén hatására növekedésnek induló mikrobiális biomassza (STEINER et al., 2004; JONES et al., 2012) és a talaj N-megkötése (STEINER et al., 2008).

A nitrogén-ciklusban a bioszén katalizálhatja az N_2O redukcióját, amivel akár globális léptékben mérsékelheti az üvegházhatást. Ez a folyamat azonban részleteiben még nem ismert (VAN ZWIETEN et al., 2009). A bioszén N_2O emisszióra gyakorolt hatása függ a talaj hidrológiai viszonyaitól (pórusok víztelítettsége) és a mikrobiális tevékenységtől.

A bioszén nagy C/N aránya következtében elméletileg a N-immobilizációját okozná (1. táblázat), azonban igen lassú lebomlása ezt megakadályozza (CHAN & XU, 2009). Bizonyos mértékű, erre az okra visszavezethető N-immobilizáció azonban nem zárható ki, ha a bioszén labilis frakciója viszonylag nagy. Az ilyen összetételű bioszén szabadföldi felhasználásánál ezért nitrogén műtrágyázásról célszerű gondoskodni. Egyes esetekben a bioszén által okozott N-immobilizáció akár termésdepresszióhoz vezethet (LEHMANN et al., 2003; BRIDLE & PRITCHARD, 2004).

TAMMEORG és munkatársai (2012) kimutatták a bioszén dózistól függő N-immobilizáló képességét két hónappal a bioszén alkalmazása után. A módosulás ellenére a búza N-felvétele és szemtermésének mennyisége nem változott.

GÜERENA és munkatársai (2013) is hasonló eredményre jutottak egy négy éves kísérletben kukoricával. A bioszén ebben a kísérletben is mérsékelte a N kimosódását miközben a mikrobiális biomassza mennyisége megháromszorozódott, a termés-eredményeket azonban nem változtatta meg.

TAMMEORG és munkatársai (2014) kísérletében a bioszén $30 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ adagja csökkentette a talaj $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentrációját. A csökkenést a bioszén könnyen mineralizálódó szén tartalmának (0,1–0,27%) a kijuttatást követő gyors (néhány hónap alatt lezajló) oxidációja és a bioszén magas C/N aránya (251/1) okozhatta.

RAJKOVICH és munkatársainak (2012) kísérlete azt mutatta, hogy a fentiek ellenére a magas N-tartalmú bioszének javították a N-ellátottságot. Vizsgálatukban ezt

azonban nem a bioszén N-tartalma idézte elő, hanem a bioszénnek a talaj nitrogén-forgalmára gyakorolt közvetett hatása fejtette ki.

Foszfor – A bioszén saját foszfortartalma révén közvetlenül is hozzájárul a talaj jobb foszfor szolgáltató képességéhez, mivel mindhárom bioszén-frakcióban megtalálható – a perzisztens frakcióban megkötve, mineralizálható és ásványi formában egyaránt. Koncentrációja sokkal szélesebb skálán változik, mint a nitrogéné (1. táblázat); egy tonna bioszénben 0,2–25 kg foszfor található.

PARVAGE és munkatársai (2013) 11 mezőgazdasági művelés alatt álló vályog és agyagos vályog talajon vizsgálták a búzaszalmából készült bioszén hatását a vízoldható foszfát-ion frakcióra. Az alkalmazott bioszén-dózisok (0,5; 1; 2 és 4%) alapján a legmagasabb vízoldható foszfát-ion koncentrációt az 1%-os dózissal érték el. A növekmény – ami a bioszén saját vízoldható P-tartalmából származott – 11% és 253% között változott a különböző talajokon. GULYÁS és munkatársai (2015) szabadföldi kísérletében a bioszén növelte a vizsgálatba vont agyag fizikai féleségű talaj könnyen oldható P-koncentrációját.

A bioszén a foszfor felvehetőségét közvetlenül is módosíthatja anioncserekapacitása révén, vagy azáltal, hogy a foszfát-ionnal reakcióba lépő kationok megkötődését befolyásolja (ATKINSON et al., 2010).

A bioszén több módon gátolhatja a foszfor kicsapódását különböző kationokkal (Ca^{2+} , Al^{3+} , $\text{Fe}^{2+/3+}$). Egyrészt kationcserekapacitása révén megköti ezeket a kationokat, másrészt módosítja kicsapódási folyamatot befolyásoló pH-t is. Savanyú talajokban a pH emelésével az alumínium oldható formáinak koncentrációja csökken, ami a foszfor oldhatóságát növeli (DELUCA et al., 2009).

XU és munkatársai (2013) kísérletében a bioszén hatására bekövetkezett pH-emelkedés a KCl-oldható P-koncentráció szignifikáns növekedését okozta. Ez egyrészt a talaj saját P-készleteinek mobilizálásából, másrészt a bioszén nagy P-tartalmából adódott. A nem oldható szerves P-formákat tekintve a bioszén szignifikánsan növelte a kalcium-foszfát tartalmat, de nem okozott változást az alumínium- és vas-foszfát koncentrációkban.

Általánosságban megfigyelhető, hogy a foszfor jobban hozzáférhetővé válik bioszénrel kezelt talajokban (EDELSTEIN & TONJES, 2012). Előfordul azonban, hogy a foszfor felvehetőségére a bioszén adagolás nem gyakorol semmilyen hatást, vagy a foszfor megkötődését elősegítő folyamatok kerülnek inkább előtérbe. Az előbbi valósult meg FARRELL és munkatársai (2014) kísérletében is, ahol foszforhiányos, karbonátos talajon a foszfor műtrágyázás és a bioszén-kezelés együttes hatását vizsgálták. Az alacsony ($<1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$) bioszén-dózisok a búza termés eredményét nem befolyásolták. A kezelések a talaj foszforfrakcióinak arányában változásokat idéztek elő, de ezek elsősorban a foszfortrágyázással álltak összefüggésben.

A növénytáplálás szempontjából azonban még kedvezőtlenebb, ha a bioszén-kezelés hatására létrejövő változások eredőjeként a foszfát-visszatartás nő meg a talajban. Ennek környezetvédelmi szempontból pozitív oldala, hogy a kimosódó foszfor mennyisége csökken (LAIRD et al., 2010).

LIANG és munkatársainak (2014) szabadföldi, karbonátos talajon beállított kísérletében alkalmazott bioszén $469 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ felvehető foszfort és $6\,542 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ káliu-

mot tartalmazott. Három évvel a bioszén-kezelés után azonban a felvehető foszfor mennyisége nem mutatott magasabb értéket a kontrollhoz képest.

Ez azt jelenti, hogy a bioszénben található felvehető foszfor kevésbé felvehető formává alakult át; valószínűleg kalcium-foszfát formában kicsapódott a talaj felső rétegében.

Semleges, vagy lúgos kémhatású talajokban a pH növekedése elősegítheti az oldatban lévő foszfát-ionok kicsapódást Ca^{2+} (HEDLEY & MCLAUGHLIN, 2005; ULÉN & SNÄLL, 2007) és Mg^{2+} -al (SALES et al., 1992; RAHAMAN et al., 2008), melyeket a bioszén hamufrakciója is tartalmaz (ETIÉGNI & CAMPBELL, 1991).

PARVAGE és munkatársai (2013) – fent leírt – kísérletében azért volt az 1%-os bioszén-dózis a legkedvezőbb, mert a 2 és 4%-os bioszén-dózisoknál a pH emelkedés következtében a vízoldható foszfátkoncentráció lecsökkent. Az eredmények szerint ebben a folyamatban a kicsapódás mellett szerepet játszott a bioszénhez kötődő fémkomplexekeken történő P-adszorpció is (DELUCA et al., 2009).

A bioszén további közvetett hatását a foszfor felvehetőségére a mikroorganizmusok élettévékenységének megváltoztatásán keresztül is kifejtetheti (ALLEN, 2007).

Kálium – Az irodalmi adatok alapján a bioszén talaj K-ellátottságára gyakorolt hatása elsősorban K-tartalmára vezethető vissza (MAJOR et al., 2010; QUILLIAM et al., 2012; XU et al., 2013). A bioszénnel tonnánként 1–22 kg káliumot juttathatunk a talajba (1. táblázat).

Több tanulmány szerint a bioszén mérsékelt övi klímán $10\text{--}25\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ dózisban alkalmazva szignifikáns K-tartalom növekedés érhető el a talajokban (NOVAK et al., 2009; JONES et al., 2012; LIU et al., 2012).

A bioszén megfelelően magas K-tartalom esetén közvetlenül alkalmas a talaj felvehető K-tartalmának növelésére (GULYÁS et al., 2014).

ORAM és munkatársai (2014) kísérletükben savanyú homoktalajon alkalmaztak $10\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ dózisnak megfelelő bioszén-kezelést tenyészedény-kísérletben. A kezelés növelte a talaj felvehető K-tartalmát és a növényi produkciót is.

LIANG és munkatársai (2014) $90\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ bioszén-dózist alkalmazva karbonátos talajon, a kijuttatás után három évvel négyszeres felvehető K-tartalmat mértek a kontrollhoz képest.

A bioszénnel kijutatott kálium akár kedvezőtlen változásokat is okozhat. QUILLIAM és munkatársai (2012) kísérletében a talajhoz két egymást követő időpontban adott ($25\text{--}25$ és $50\text{--}50\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) bioszén-dózis a talaj kicserélhető K^+ tartalmának szignifikáns növekedését okozta. A bioszén nagy K-tartalma ugyanakkor a talaj kicserélhető Ca-tartalmának csökkenését idézi elő kationcsere révén (JONES et al., 2012).

A bioszén a közvetlen K-utánpótlás mellett növeli a talaj kationcserekapacitását, ami a K-visszatartást segíti elő a talajban. A K-tartalom megnövelésén és a jobb K-megtartó képességen túl a talaj vízgazdálkodási tulajdonságaiban létrejött változások is javítják a bioszénrel kezelt talajokon termesztett növények K-felvételét. ROGOVSKA és munkatársainak (2014) szabadföldi kísérletében a kukorica K-felvétele szignifikáns növekedést mutatott $96\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ bioszén-kezelésben. Ezt arra vezették vissza, hogy a száraz mintavételi évben a bioszénrel kezelt parcellá-

kon a jobb vízgazdálkodás miatt javult a K-felvétel. A bioszén tehát közvetlenül, vagy közvetve is kedvező hatással lehet a talaj K-szolgáltató képességére.

Mezo- és mikroelemek – Ahogy a makroelem-tartalom, úgy a mezo- és mikroelemek mennyisége is a bioszén alapanyagául szolgáló biomassza összetételétől függ. A bioszén közvetlen szerepe a mezo- és mikroelemek pótlásában szintén annak a függvénye, hogy három frakciója (perzisztens, labilis, hamu) milyen arányú.

A mezoelemek esetében is megfigyelhető, hogy a bioszén elemtartalmánál fogva növeli a talajét, azonban a megnövekedett kationcsere-kapacitás és pH miatt az oldott állapotban lévő frakció koncentrációja lecsökken. NOVAK és munkatársainak (2009) kísérletében a bioszénrel kezelt talajoszpól alján elfolyó vízben a vezetőképesség, a K- és Na-mennyisége megnőtt, de a Ca-, Mn- és Zn-mennyisége lecsökkent. Ez a bioszén utóbbi elemekkel szemben mutatott fokozottabb szorpciós affinitását mutatja. A pH-érték és a kationcsere-kapacitás emelése révén így a vízdoldható tápelemek mennyisége lecsökkenhet. Ez ellen hat azonban a bioszén elemtartalma, ami összességében – a változások eredőjeként – a fenti elemek vízdoldható frakcióit növelheti a talaj-bioszén keverékben (XU et al., 2013).

JIEN és WANG (2013) azt tapasztalták, hogy a bioszén és talaj keverék 105 napos inkubálása után a kicserélhető Ca- és Mg-tartalmak szignifikánsan nőttek a kontroll talajhoz képest. A bázisjellettség megnégyszereződött a kontrollhoz képest, 5% bioszén talajhoz keverését követően; Eredményeik szerint a bioszén javította a talaj kicserélhető kation-összetételét.

RAJKOVICH és munkatársai (2012) a bioszén Na-tartalmára vonatkozóan felhívták a figyelmet arra, hogy az akár termésdepressziót is okozhat. Tenyészedény-kísérletükben a 91 t ha^{-1} bioszén-dózist modellező kezelésében a kukorica növekedésének gátlását tapasztalták, amit a bioszén Na-tartalmára vezettek vissza.

A potenciálisan toxikus elemek felvételét a bioszén egyaránt mérsékelheti a talajban, vagy – az előállítás körülményeitől függően – azok forrása is lehet a talajban (LUCCHINI et al., 2014).

A toxikus elemek felvehetősége szempontjából a tápelemekkel ellentétes prioritások érvényesülnek; minél kisebb mennyiséget, minél kötöttebb formában szabad a talajba juttatni. Törekedni kell arra, hogy az alapanyag minél kevesebb nehézfém-tartalmazzon. Az előállítás során pedig azt kell szem előtt tartani, hogy a bioszén hamutartalma minél alacsonyabb legyen, mert így az azonnal felvehető potenciálisan toxikus elemek mennyisége alacsony szinten tartható. Természetesen nem szabad megfeledkezni arról, hogy a potenciálisan toxikus elemek egy része mikrotápelem is egyben. A bioszén perzisztens frakciójának potenciálisan toxikus elemtartalma csak nagyon hosszú idő alatt szabadul fel, így akut toxicitást nem idéz elő a talajban, ugyanakkor a talaj összes elemtartalmát megemeli.

Az irodalmi adatok alapján a bioszén adagolását követően a fémek mobilitásának változása eltérő mértékű lehet (BEESLEY et al., 2010). A koncentrációváltozás eredőjét a bioszén és a talaj kationcsere-kapacitása, a bioszén pH-növelő hatása – amely a változó töltésű helyek negatív töltéseinek számát növeli – és a bioszén felvehető potenciálisan toxikus elemtartalma, valamint egyéb mobilis elemtartalma határozza meg. Az említett pH-emelkedés a toxikus szervesetlen elemek mobilitásá-

nak és növényi felvehetőségének csökkentését okozza – eltekintve az anionos formáktól (SIERRA et al., 2003; PARK et al., 2011).

A bioszén nem toxikus mobilis elemei (K, Ca és Cu) – a kationcsere révén – a talaj által adszorbeált potenciálisan toxikus elemeket lecserélve azok oldatbeli koncentrációját és felvehetőségét megnövelhetik (LUCCHINI et al., 2014). A bioszén saját potenciálisan toxikus elemtartalma azonban viszonylag alacsony környezeti kockázatot jelent. DEVI és SAROHA (2014) papírszaphból pirolizáltak bioszénen különböző hőmérsékleten. Megállapították, hogy annak nehézfém-tartalma stabilan a bioszén-mátrixához kötődik, kimosódásra nem hajlamos.

Összességében, a mikroelemek tekintetében a bioszénre – amennyiben a kiindulási alapanyag és az előállítás körülményei megfelelőek voltak – elsősorban nem mint forrásra, hanem a potenciálisan toxikus elemek mobilitásának mérséklésére alkalmas anyagra tekinthetünk. A bioszénnek csökkenthetik a nehézfémek mobilitását (HUA et al., 2009; FELLET et al., 2011), és egyben alkalmasak a szerves szennyezők (pl. növényvédő szerek) megkötésére, ami környezetvédelmi irányú felhasználásukat lehetővé teszi (HILBER et al., 2009). Ugyanakkor ez utóbbi növényvédelmi szempontból kedvezőtlen hatást jelent.

Összefoglalás

A bioszén anyagában a tápanyagok három jellemző, hasznosulási sebességüket meghatározó formában lehetnek jelen. A hamu frakcióban lévő elemek gyakorlatilag azonnal, a labilis frakcióban lévők a mineralizáció után heteken, hónapokon belül, míg a perzisztens frakcióban lévők csak évszázadok során szabadulnak fel. A frakciók aránya a bioszén előállítási körülményeitől függ, így ezek alapvetően befolyásolják a végtermék tápanyag-szolgáltató képességét.

A foszfor és a kálium mindhárom frakcióban megtalálható, így a bioszén ezen elemek közvetlen forrása lehet a talajban. A nitrogén viszont csak a labilis és a perzisztens frakcióban található meg – koncentrációja a hamuban gyakorlatilag nullának tekinthető –, így a bioszén saját N-tartalmából növénytáplálási szempontból csak a labilis frakcióban lévő vehető számításba rövid-távon. Ezt figyelembe véve a bioszén alkalmazása mellett a nitrogén más forrásból történő pótlása szükséges.

A bioszén azonban nem csak közvetlenül, saját tápelem-tartalma folytán, hanem közvetetten a talajtulajdonságokra (pH, kationcsere-kapacitás, vízgazdálkodás, stb.) és a mikrobiológiai folyamatokra gyakorolt hatása révén is befolyásolja a talaj tápanyag-szolgáltató képességét. A közvetlen és közvetett hatás a tápanyagok felvehetősége szempontjából gyakran ellentétes irányú. A bioszénrel bevitt elemtartalom révén a talajban mért összes mennyiség megnőhet, de a fokozottabb tápelem-megkötő képesség miatt a könnyen felvehető, vízdoldható mennyiségek lecsökkenhetnek. A két hatás eredője határozza meg, hogy egy adott elem felvehetősége javul-e a talajban.

Hosszú távon azonban csakis a közvetett hatásokkal számolhatunk, így a bioszén alkalmazásánál ezeket szem előtt tartva kell mérlegelni és dönteni a felhasználásáról.

A bioszén olyan mértékű alkalmazása, hogy az a Föld klímája szempontjából befolyásoló tényezőként jelentkezzen, egyelőre meglehetősen távolinak tűnik. A talajjavítási, tápanyag-utánpótlási szerepkörben azonban érdemes a bioszénrel foglalkozni. Az intenzív növénytermesztés során a bioszénrel történő tápanyag-utánpótlás nem biztosítható, de a konvencionális trágyaszerekkel együtt alkalmazva hasznos adalékanyag lehet, mivel azok hatékonyságának fokozása mellett talajjavító hatása is érvényesülni tud. A bioszén ezáltal a mezőgazdasági termelésben hosszú távú előnyöket biztosíthat.

A munka a HU09-0029-A1-2013 számú, „Talajoltóanyag és bioszén kombinált alkalmazása leromlott talajokra” című projekt és a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatásával készült.

Irodalom

- ALLEN, M. F., 2007. Mycorrhizal fungi: highways for water and nutrient movement in arid soils. *Vadose Zone Journal*. **6**. 291–297.
- ATKINSON, C. J., FITZGERALD J. D. & HIPPS N. A., 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and Soil*. **337**. 1–18.
- BEESELY, L., MORENO-JIMÉNEZ, E. & GOMEZ-EYLES, J. L., 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environ. Pollut.* **158**. 2282–2287.
- BIEDERMAN, L. A. & HARPOLE, W. S., 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB Bioenergy*. **5**. 202–214.
- BLACKWELL, P., KRULL, E., BUTLER, G., HERBERT, A. & SOLAIMAN, Z., 2010. Effect of banded biochar on dryland wheat production and fertiliser use in south-western Australia: an agronomic and economic perspective. *Aust. J. Soil Res.* **48**. 531–545.
- BRIDLE, T. R. & PRITCHARD, D., 2004. Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. *Water Sci. Technol.* **50**. 169–175.
- BRUUN, E. W., HAUGGAARD-NIELSEN H., IBRAHIM, N., EGSGAARD H., AMBUS P., JENSEN P. A. & DAM-JOHANSEN K., 2011. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. *Biomass and Bioenergy*. **35**. 1182–1189.
- CAYUELA, M. L., SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A., ROIG, A., HANLEY, K., ENDERS, A. & LEHMANN, J., 2013. Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N₂O emissions? *Scientific Reports*. **3**. 1732.
- CHAN, K. Y., VAN ZWIETEN, L., MESZAROS, I., DOWNIE, A. & JOSEPH, S., 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Aust. J. Soil Res.* **45**. 629–634.

- CHAN, K. Y. & XU, Z., 2009. Biochar: nutrient properties and their enhancement. Chapter 5. In: *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. (Eds.: LEHMANN, J. & JOSEPH, S.) 67–84. Earthscan. London.
- CHEN, Y., SHINOGLI, Y. & TAIRA, M., 2010. Influence of biochar use on sugarcane growth, soil parameters, and groundwater quality. *Austr. J. Soil Res.* **48**. 526–530.
- CHENG, C. H., LEHMANN, J., THIES, J. E., BURTON, S. D. & ENGELHARD, M. H., 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Org. Geochem.* **37**. 1477–1488.
- CHENG, C. H., LEHMANN, J. & ENGELHARD, M. H., 2008. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface change along a climosequence. *Geochim Cosmochim Acta.* **72**. 1598–1610.
- DELUCA, T. H., MACKENZIE, M. D., GUNDALE, M. J. & HOLBEN, W. E., 2006. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in Ponderosa pine forests. *Soil Science Society of America Journal.* **70**. 448–453.
- DELUCA, T. H., MACKENZIE, M. D. & GUNDALE, M. J., 2009. Biochar effects on soil nutrient transformations. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. (Eds.: LEHMANN, J. & JOSEPH, S.) 251–270. Earthscan. London.
- DEMEYER, A., VOUNDI NKANA, J. C. & VERLOO, M. G., 2001. Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview *Bioresource Technology.* **77**. 287–295.
- DEVI, P. & SAROHA, A. K., 2014. Risk analysis of pyrolyzed biochar made from paper mill effluent treatment plant sludge for bioavailability and eco-toxicity of heavy metals. *Bioresource Technology.* **162**. 308–315.
- DOMENE, X., MATTANA, S., HANLEY, K., ENDERS, A. & LEHMANN, J., 2014. Medium-term effects of corn biochar addition on soil biota activities and functions in a temperate soil cropped to corn. *Soil Biology and Biochemistry.* **72**. 152–162.
- DOWNIE, A., CROSKY, A. & MUNROE, P., 2009. Physical properties of biochar. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (Eds.: LEHMANN, J. & JOSEPH, S.) 13–32. Earthscan. London.
- EDELSTEIN, D. M. & TONJES, D. J., 2012. Modeling an improvement in phosphorus utilisation in tropical agriculture. *J. Sustain. Agr.* **36**. 18–35.
- ENDERS, A., HANLEY, K., WHITMAN, T., JOSEPH, S. & LEHMANN, J., 2012. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. *Bioresour. Technol.* **114**. 644–653.
- ETIÉGNI, L. & CAMPBELL, A. G., 1991. Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresour. Technol.* **37**. 173–178.
- FARRELL, M., MACDONALD, L. M., BUTLER, G., CHIRINO-VALLE, I. & CONDRON, L. M., 2014. Biochar and fertiliser applications influence phosphorus fractionation and wheat yield. *Biology and Fertility of Soils.* **50**. 169–178.
- FELLET, G., MARCHIOL, L., DELLE VEDOVE, G. & PERESSOTTI, A., 2011. Application of biochar on mine tailings: effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere.* **83**. 1262–1267.
- GASKIN, J. W., SPEIR, A., MORRIS, L. M., OGDEN, L., HARRIS, K., LEE, D. & DAS, K. C., 2007. Potential for Pyrolysis Char to Affect Soil Moisture and Nutrient Status of a Loamy Sand Soil. Georgia Water Resources Conference, 27–29. March 2007. Proceeding. University of Georgia. Athens. G.A. (<http://www.gwri.gatech.edu/node/3981>)

- GASKIN, J. W., SPEIR, R. A., HARRIS, K., DAS, K. C., LEE, R. D., MORRIS, L. A. & FISHER D. S., 2010. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agron. J.* **102**. 623–633.
- GÜEREÑA, D., LEHMANN, J., HANLEY, K., ENDERS, A., HYLAND, C. & RIHA, S., 2013. Nitrogen dynamics following field application of biochar in a temperate North American maize-based production system. *Plant and Soil*. **365**. 239–254.
- GULYÁS M., FUCHS M., RÉTHÁTI G., HOLES A., VARGA ZS., KOCSIS I. & FÜLEKY GY., 2014. Szilárd pirolízis melléktermékekkel kezelt talaj vizsgálata tenyészedényes modellkísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. **63**. 341–352.
- GULYÁS M., FUCHS M., FUTÓ Z., HOLES A. & FÜLEKY GY., 2015. Bioszének hatása homokos és agyagos szövetű talaj kémiai tulajdonságaira. In: *A hulladékgazdálkodás legújabb fejlesztési lehetőségei. Alap kutatás a Szent István Egyetem Pirolízis Technológiai Kutatóközpontjában*” c. projekt kutatászáró konferencia. Szarvas, 2015. január 29. Programfüzet.
- HEDLEY, M. & MCLAUGHLIN, M., 2005. Reactions of phosphate fertilizers and by-products in soil. In: *Phosphorus: Agriculture and the Environment*. Agron. Monog. No. 46. (Eds.: SIMS, J. T. & SHARPLEY, A. N.) 181–252. Madison, Wisconsin.
- HILBER, I., WYSS, G. S., MÄDER, P., BUCHELI, T. D., MEIER, I., VOGT, L. & SCHULIN, R., 2009. Influence of activated charcoal amendment to contaminated soil on dielrin and nutrient uptake by cucumbers. *Environmental Pollution*. **157**. 224–2230.
- HUA, L., WU, W., LIU, Y., MCBRIDE, M. B. & CHEN, Y., 2009. Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **16**. 1–9.
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, 2006. Annual Report - IEA Bioenergy. Task 34. Pyrolysis of Biomass. http://www.globalbioenergy.org/uploads/media/0707_IEA_Bioenergy_annual_report.pdf (Hozzáférés: 2015. 01. 25.)
- JIEN, S. H. & WANG, C. S., 2013. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. *Catena*. **110**. 225–233.
- JONES, D. L., ROUSK, J., EDWARDS-JONES, G., DELUCA, T. H. & MURPHY, D. V., 2012. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. *Soil Biol. Biochem.* **45**. 113–124.
- KOCSIS T. & BÍRÓ B., 2015. A bioszén hatása a talaj-növény-mikroba rendszerre: előnyök és hátrányok. *Agrokémia és Talajtan*. **64**. (Megjelenés alatt).
- KRULL, E. S., BALDOCK, J. A., SKJEMSTAD, J. O. & SMERNIK, R. J., 2009. Characteristics of biochar: organo-chemical properties. Chapter 4. In: *Biochar for Environmental Management Science and Technology*. (Eds.: LEHMANN, J. & JOSEPH, S.) 53–65. Earthscan. London.
- KUZYAKOV, Y., SUBBOTINA, I., CHEN, H., BOGOMOLOVA, I. & XU, X., 2009. Black carbon decomposition and incorporation into microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*. **41**. 210–219.
- LAIRD, D., FLEMING, P., WANG, B., HORTEN, R. & KARLEN, D., 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*. **158**. 436–442.
- LEHMANN, J., 2007. Bio-energy in the black. *Front. Ecol. Environ.* **5**. 381–387.
- LEHMANN, J., DA SILVA JR, J.P., STEINER, C., NEHLS, T., ZECH, W. & GLASER, B., 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*. **249**. 343–357.

- LEHMANN, J., GAUNT, J. & RONDON, M., 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. **11**. 403–427.
- LEHMANN, J., JOSEPH, S., DOWNIE, A., CROSKY, A. & MUNROE, P., 2009. Biochar for environmental management: an introduction. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. (Eds.: LEHMANN, J. & JOSEPH, S.) 1–12. Earthscan. London.
- LEHMANN, J., RILLIG, M. C., THIES, J., MASIELLO, C. A., HOCKADAY, W. C. & CROWLEY, D., 2011. Biochar effects on soil biota, a review. *Soil Biology and Biochemistry*. **43**. 1812–1836.
- LIANG, B., LEHMANN, J., SOLOMON, D., KINYANGI, J., GROSSMAN, J., O'NEILL, B., SKJEMSTAD, J. O., THIES, J., LUIZÃO, F. J., PETERSEN, J. & NEVES, E. G., 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soil. *Soil Science Society of America Journal*. **70**. 1719–1730.
- LIANG, F., LI, G. T., LIN, Q. M. & ZHAO, X. R., 2014. Crop yield and soil properties in the first 3 years after biochar application to a calcareous soil. *Journal of Integrative Agriculture*. **13**. 525–532.
- LIU, J., SCHULZ, H., BRANDL, S., MIEHTKE, H., HUWE, B. & GLASER, B., 2012. Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **175**. 698–707.
- LUCCHINI, P., QUILLIAM, R. S., DELUCA, T. H., VAMERALI, T. & JONES, D. L., 2014. Increased bioavailability of metals in two contrasting agricultural soils treated with waste wood-derived biochar and ash. *Environmental Science and Pollution Research*. **21**. 3230–3240.
- MAGRINI-BAIR, K. A., CZERNIK, S., PILATH, H. M., EVANS, R. J., MANESS, P. C. & LEVENTHAL, J., 2009. Biomass derived, carbon sequestration, designed fertilizers. *Ann. Environ. Sci.* **3**. 217–225.
- MAJOR, J., RONDON, M., MOLINA, D., RIHA, S. & LEHMANN, J., 2010. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna Oxisol. *Plant Soil*. **333**. 117–128.
- MAKOTO, K., CHOI, D., HASHIDOKO, Y. & KOIKE, T., 2011. The growth of *Larix gmelinii* seedlings as affected by charcoal produced at two different temperatures. *Biol. Fert. Soils*. **47**. 467–472.
- MOHAN, D., PITTMAN, C. U. & STEELE, P. H., 2006. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. *Energy Fuels*. **20**. 848–889.
- NELSON, N. O., AGUDELO, S. C., YUAN, W. & GAN, J., 2011. Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils. *Soil Sci.* **176**. 218.
- NGUYEN, B., LEHMANN, J., HOCKADAY, W. C., JOSEPH, S. & MASIELLO, C. A., 2010. Temperature sensitivity of black carbon decomposition and oxidation. *Environ. Sci. Technol.* **44**. 3324–3331.
- NGUYEN, B.T. & LEHMANN, J., 2009. Black carbon decomposition under varying water regimes. *Organic Geochemistry*. **40**. 846–853.
- NOVAK, J. M., BUSSCHER, W. J., LAIRD, D. L., AHMEDNA, M., WATTS, D. W. & NIANDOU, M. A. S., 2009. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. *Soil Sci.* **174**. 105–112.

- OGUNTUNDE, P. G., FOSU, M., AJAYI, A. E. & VAN DE GIESEN, N., 2004. Effects of charcoal production on maize yield, chemical properties and texture of soil. *Biol Fertil Soils* **39**. 295–299
- ORAM, N. J., VAN DE VOORDE, T. F. J., OUWEHAND, G. J., BEZEMER, T. M., MOMMER, L., JEFFERY, S. & VAN GROENIGEN, J. W., 2014. Soil amendment with biochar increases the competitive ability of legumes via increased potassium availability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **191**. 92–98.
- PARK, J. H., CHOPPALA, G. K., BOLAN, N. S., CHUNG, J. W. & CHUASAVATHI, T., 2011. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant and Soil*. **348**. 439–451.
- PARVAGE, M. M., ULÉN, B., ERIKSSON, J., STROCK, J. & KIRCHMANN, H., 2013. Phosphorus availability in soils amended with wheat residue char. *Biology and Fertility of Soils*. **49**. 245–250.
- PENG, F., HE, P. W., LUO, Y., LU, X., LIANG, Y. & FU, J., 2012. Adsorption of phosphate by biomass char deriving from fast pyrolysis of biomass waste. *CLEAN – Soil Air Water*. **40**. 493–498.
- PIETIKÄINEN, J., KIIKKILÄ, O. & FRITZE, H., 2000. Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*. **89**. 231–242.
- QADEER, R., HANIF, J., SALEEM, M. A. & AFZAL, M., 1994. Characterization of activated charcoal. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*. **16**. 229–235.
- QUILLIAM, R. S., MARSDEN, K. A., GERTLER, C., ROUSK, J., DELUCA, T. H. & JONES, D. L., 2012. Nutrient dynamics, microbial growth and weed emergence in biochar amended soil are influenced by time since application and reapplication rate. *Agric. Ecosyst. Environ.* **158**. 192–199.
- RAHAMAN, M. S., ELLIS, N. & MAVINIC, D. S., 2008. Effects of various process parameters on struvite precipitation kinetics and subsequent determination of rate constants. *Water Sci. Technol.* **57**. 647–654.
- RAJKOVICH, S., ENDERS, A., HANLEY, K., HYLAND, C., ZIMMERMAN, A. R. & LEHMANN, J., 2012. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biol. Fertil. Soils*. **48**. 271–284.
- RÉTHÁTI, G., CZINKOTA, I., TOLNER, L., FÜLEKY, GY. & GÁL, A., 2013. Zn megkötődés változása talaj-bioszén rendszerben. In.: Program és Előadáskivonatok, 2. Környezetkémiai Szimpózium, Dobogókő, 2013. október 10–11. (Szerk.: SALMA, I., GROSZ, B. & ZÁRAY, GY.) 34. (http://mta.hu/data/cikk/11/39/11/cikk_113911/2KKSZKiadvany2vegso.pdf)
- ROGOVSKA, N., LAIRD, D. A., RATHKE, S. J. & KARLEN, D. L., 2014. Biochar impact on Midwestern Mollisols and maize nutrient availability. *Geoderma*. **230–231**. 340–347.
- SALES, B. C., CHAKOUMAKOS, B. C., BOATNER, L. A. & RAMEY, J. O., 1992. Structural evolution of the amorphous solids produced by heating crystalline $MgHPO_4 \cdot 3H_2O$. *J. Mater. Res.* **7**. 2646–2649.
- SIERRA, J., NOEL, C., DUFOUR, L., OZIER-LAFONTAINE, H., WELCKER, C. & DESFONTAINES, L., 2003. Mineral nutrition and growth of tropical maize as affected by soil acidity. *Plant and Soil*. **252**. 215–226.
- SINGH, B., SINGH, B. P. & COWIE, A. L., 2010a. Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Soil Research*. **48**. 516–525.

- SINGH, B. P., HATTON, B. J., SINGH, B., COWIE, A. L. & KATHURIA, A., 2010b. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *J. Environ. Qual.* **39**. 1224–1235.
- SOHI, S. P., KRULL, E., LOPEZ-CAPEL, E. & BOL, R., 2010. A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in Agronomy*. **105**. 47–82.
- SOLAIMAN, Z. M., BLACKWELL, P., ABBOTT, L. K. & STORER, P. 2010. Direct and residual effect of biochar application on mycorrhizal root colonisation, growth and nutrition of wheat. *Aust. J. Soil Res.* **48**. 546–554.
- SPOKAS, K. A., CANTRELL, K. B., NOVAK, J. M., ARCHER, D. W., IPPOLITO, J. A., COLLINS, H. P., BOATENG, A. A., LIMA, I., LAMBH, M. C., ALOON, A. J., LENTZD, R. D. & NICHOLS, K. A., 2012. Biochar: a synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*. **41**. 973–989.
- STEINER, C., TEIXEIRA, W. G., LEHMANN, J. & ZECH, W., 2004. Microbial response to charcoal amendments of highly weathered soils and Amazonian Dark Earths in Central Amazonia – preliminary results. In: *Amazonian Dark Earths: explorations in time and space*. (Eds.: GLASER, B. & WOODS, W. I.) 195–212. Springer. Berlin.
- STEINER, C., DAS, K. C., GARCIA, M., FÖRSTER, B. & ZECH, W., 2008. Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic Ferralsol. *Pedobiologia*. **51**. 359–366.
- TAGHIZADEH-TOOSI, A., CLOUGH, T. J., SHERLOCK, R. R. & CONDRON, L. M., 2012. Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and Soil*. **350**. 57–69.
- TAMMEORG, P., BRANDSTAKA, T., SIMOJOKI, A. & HELENIUS, J., 2012. Nitrogen mineralization dynamics of meat bone meal and cattle manure as affected by the application of softwood chips biochar in soil. *Earth Environ. Sci. T.R.S.O.* **103**. 19–30.
- TAMMEORG, P., SIMOJOKI, A., MÄKELÄ, P., STODDARD, F. L., ALAKUKKU, L. & HELENIUS, J., 2014. Short-term effects of biochar on soil properties and wheat yield formation with meat bone meal and inorganic fertiliser on a boreal loamy sand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **191**. 108–116.
- THIES, J. & RILLIG, M. C., 2009. Characteristics of biochar: biological properties. In: *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. (Eds.: LEHMANN, J. & JOSEPH, S.) 85–106. Earthscan, London.
- TRANSPARENCY MARKET RESEARCH, 2015. Global Biochar Market - Industry Analysis, Market Size, Share, Growth, Trends and Forecast 2014 – 2020. <http://www.transparencymarketresearch.com/biochar-market.html> (Hozzáférés: 2015. február 6).
- TROMPOWSKY, P. M., BENITES, V. M., MADARI, B. E., PIMENTA, A. S., HOCKADAY, W. C. & HATCHER, P. G., 2005. Characterisation of humic like substances obtained by chemical oxidation of eucalyptus charcoal. *Org. Geochem.* **36**. 1480–1489.
- TSAI, W. T., LEE, M. K. & CHANG, Y. M., 2006. Fast pyrolysis of rice straw, sugarcane bagasse and coconut shell in an induction-heating reactor. *J. Anal. Appl. Pyrol.* **76**. 230–237.
- ULÉN, B. & SNÄLL, S., 2007. Forms and retention of phosphorus in an illiteclay soil profile with a history of fertilisation with pig manure and mineral fertilisers. *Geoderma*. **137**. 455–465.
- VAN ZWIETEN, L., SINGH, B., JOSEPH, S., KIMBER, S., COWIE, A. & CHAN, K. Y., 2009. Biochar and emission of non-CO₂ greenhouse gases from soil. Chapter 13. In:

- Biochar for Environmental Management: Science and Technology. (Eds.: LEHMANN, J. & JOSEPH, S.) 227–249. Earthscan. London.
- VAN ZWIETEN, L., KIMBER, S., MORRIS, S., CHAN, K. Y., DOWNIE, A., RUST, J., JOSEPH, S. & COWIE, A., 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*. **327**. 235–246.
- VERHEIJEN, F., JEFFERY, S., BASTOS, A. C., VAN DER VELDE, M. & DIAFAS, I., 2010. Biochar application to soils – A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
- XU, G., WEI, L. L., SUN, J. N., SHAO, H. B. & CHANG, S. X., 2013. What is more important for enhancing nutrient bioavailability with biochar application into a sandy soil: Direct or indirect mechanism? *Ecological Engineering*. **52**. 119–124.
- YAMATO, M., OKIMORI, Y., WIBOWO, I. F., ANSHORI, S. & OGAWA, M., 2006. Effects of the application of charred bark in *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea, peanut and soil chemical properties in south Sumatra, Indonesia. *Soil Sci. Plant Nutr.* **52**. 489–495.
- YUAN, J. H. & XU, R. K., 2011. The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on an acidic ultisol. *Soil Use Manage.* **27**. 110–115.
- YUAN, J. H., XU, R. K., WANG, N. & LI, J. Y., 2011. Amendment of acid soils with crop residues and biochars. *Pedosphere*. **21**. 302–308.

Érkezett: 2015. február 15.

Biochar application in soil nutrient supply – A review

M. RÉKÁSI and N. UZINGER

Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research,
Hungarian Academy of Sciences, Budapest

Summary

The nutrients in the biochar may be present in three particular form, that determine their availability. The elements in the ash fraction are readily available, while those in the labile fraction (mostly cellulose and hemicellulose) may become available within a few weeks or months after mineralisation. Those in the persistent biochar fraction may not be released for several centuries. The ratio of the three fractions depends on the pyrolysis setup, which thus has a major effect on the nutrient-supplying ability of the end-product.

Phosphorus and potassium are present in all three fractions, so biochar can act as a direct source of these elements in soil. Nitrogen, however, is only present in the labile and persistent fraction, which is why only the nitrogen content of the labile fraction can be taken into account as a nitrogen source in the short term. Nitrogen should thus be supplied in other forms when biochar is used.

Biochar, however, influences the nutrient-supplying capacity of the soil not only through its own nutrient content, but also indirectly by modifying the chemical, physical (e.g. pH, CEC, water management) and microbiological properties of the soil. The direct and indirect effects often have an opposite influence on nutrient availability. After biochar application the total nutrient content of the soil may increase, but because of the adsorption capacity of biochar the water-soluble and readily available content may be reduced. The resultant of the two effects determines whether the availability of a given element will improve. In the long term, on the other hand, only the indirect effects are manifested, so it is these that should be considered when making decisions on the application of biochar.

At present it seems most unlikely that biochar can be applied in quantities capable of influencing the global climate. However, biochar has a potential to be used as a soil ameliorant and to improve the nutrient availability in the soil. In intensive crop production systems the nutrient supply cannot be ensured using biochar alone, but if utilised in combination with conventional fertilisers it could be a useful additive, since biochar not only improves their performance, but also acts as a soil ameliorant. It may thus have long-term benefits in agricultural production.

1. Table. pH and total element of biochar, according to ATKINSON et al. (2010). (1) Basic material. a) Bark (*Acacia mangium*), b) Maize by-products, c) Green waste, d) Peanut shells, e) Poultry manure, f) Rice stern, g) Wood (unknown species), h) Wood (*Pinus ponderosa*), i) Wood (*Quercus* spp.).