

Szennyvíziszap hatása karbonátos, humuszos homoktalajra

FERENCZ KÁLMÁN és ZVADA MIHÁLY

Debreceni Agrártudományi Egyetem Mezőgazdasági Főiskolai Kara,
Kémia-Talajtani Tanszék, Szarvas

Az emberi jólét az idők folyamán a megújítható természeti erőforrások függvénye maradt; ma is kötődik az éghajlat, a talaj, a víz adta lehetőségekhez, az arra épülő növényi és állati termékek előállításának természeti kereteihez. Fejlődésünk jelenlegi szintjén úgy tűnik, hogy az emberiség jóléte inkább függ a hektáronkénti terméseredmények folyamatos növelésétől, mint a művelésbe vont területek kiterjesztésétől, noha nem tagadható az utóbbi jelentősége sem. A növénytermesztés ember által bizonyos mértékig befolyásolható fő tényezői közül, mint a természeti környezet is, a víz és a talaj a figyelem középpontjába került. A természetstechnológiák nyomán a talajok eredeti tulajdonságaikat módosító hatások alá kerültek. Az évről évre elvitt nagy mennyiségű termés — a termékenység fenntartása vagy növelése érdekében — szükségszerűen megkövetelte az elvont tápanyagok utánpótlását. Ennek során a különböző melléktermékek, hulladékok, így a kommunális és ipari szennyvíz hasznosíthatóságának kérdése is előtérbe került. A szennyvizekben hasznos és káros, ill. egy bizonyos koncentráció felett károsan ható alkotórészek is vannak.

Célkitűzésünk a mind nagyobb tömegben keletkező szennyvizek, szennyvíziszapok környezetvédelmi szempontból ártalmatlan, mezőgazdaságilag hasznos elhelyezési lehetőségeinek vizsgálata, különös tekintettel a termőtalaj védelmére, ill. termőképességének lehető fokozására.

THORNE és THORNE [4] szerint a kezelt szennyvíziszap tápelemtartalma függ annak eredetétől és a kezelési módszertől is. Hangsúlyozzák továbbá, hogy a mikrotápanyagok megfelelő körülmények és koncentrációhatárok között hasznosak lehetnek. Ezért alapos figyelmet kell fordítani a nehézfémek szintjére, különösen a cink, réz, nikkel, ólom, kadmium esetében. Ezek erősen adszorbeálódnak az agyagrézecsékken, és ismételt adagolásnál felhalmozódhatnak. Gondoskodni kell tehát arról, hogy a talajt ne tegyük a növények számára kedvezőtlené, és hogy a nem kívánatos elemek, ill. egyes elemek a kritikus koncentrációt meghaladó mennyiségben ne jussanak a táplálkozási láncba sem.

A szennyvíziszap N-tartalma általában az évente adagolható iszapmennyiséget szabja meg, a fém tartalma pedig azt az időtartamot (év), amely alatt adott terület az iszapot fogadhatja.

Esetenként feleslegben kerülhet felvehető foszfor is ismételt szennyvíziszapos kezeléssel a talajba. A túlادagolás elkerülése céljából ezt, valamint a nehézfém tartal-

mat talajvizsgálattal kell ellenőrizni. Az alkalmazandó határértékeket a fentebb már említett fémek összes mennyiségére kell alapozni. A fentiekben hivatkozott szerzők szerint a mezőgazdaságilag hasznosított területen megengedhető összes fémtartalom iszapban, a talaj T-értékétől függően:

T-érték, me/100 g (ammónium-acetátos módszerrel)	Zn	Cu	Ni
	mg/kg		
0– 5	250	125	50
5– 15	500	250	100
> 15	1000	500	200

Szerintük az évente kiadott kadmium mennyisége nem haladhatja meg a 2,2 kg/ha-t. A szennyvíziszappal kezelt talajok pH-értékét pedig 6,5 felett kell tartani a potenciálisan toxikus nehézfémek toxicitásának és növényi felvételének csökkentésére.

GREENLAND és HAYES [2] a talajba vitt fémek viselkedését vizsgálta, és arra a következtetésre jutott, hogy — bár bizonyos tekintetben a különböző fémek viselkedése lehet hasonló — nincs általános hasonlóság. Kezdeti mozgékonyaságuk a talajba juttatás után nagyban függ a nehézfémek adagolási módjától, ill. függ azok forrásától.

Érlelt iszapban a nehézfémek nagy hányada kapcsolódik a szerves anyaghoz, s kis mennyiség van jelen szulfidok, foszfátok és oxidok formájában. Ezekből a fémionok eltérő arányokban juthatnak a talajoldatba, ahol azután oldatban maradhatnak, bekerülhetnek a drénvízbe, felvehetik a növények, vagy visszatartja a talaj mérsékelt oldható vagy oldhatatlan formában, a higany pedig gáznemű állapotban elillanhat a talajból.

A nehézfémek kationként vannak oldatban, kivéve a molibdént, amely mint MoO_4^{2-} -anion fordul elő. A króm, ha kromationként (CrO_4^{2-}) adják a talajhoz, nem marad sokáig ilyen erősen oxidált állapotban, gyorsan redukálódik kationná: Cr^{3+} .

GREENLAND és HAYES [2] adatai azt mutatják, hogy a szennyvízes fémadagolás növelte a 0,5 mólos ecetsavval, vagy a 0,1 mólos sósavval kivonható mennyiséget. Bár a felszíni talajrétegben is felhalmozódtak a nehézfémek, nyilvánvaló volt a cink jelentős mozgása, s kisebb mértékben a nikkél és kadmiumé 15 cm-nél mélyebben, 70 évi folyékony nyers szennyvízes öntözés következtében. A réz és az ólom nem volt ilyen mozgékony. Az évente kijuttatott iszaptól a Zn és Cd 50%-a vándorolt a talajban 15 cm alá az első adagolástól számított 6 év folyamán.

A már említett fémek közül a cink rendszerint jelentős mennyiségben található a szennyvíziszapokban világszerte. Utána általában a réz következik. Ez a két fém és a kisebb mennyiségű Ni külön-külön is, vagy együttesen toxikus hatásúnak tekinthető. Ezek a hatások függenek a növényfajtától, a talaj pH-jától, szervesanyag-tartalmától és kation-adszorpciós kapacitásától.

Tenyészedény- és szabadföldi kísérletek azt mutatták, hogy a Cu kétszer, a Ni nyolcszor toxikusabb a növényekre, mint az azonos tömegű Zn. A hatások összegeződéséből kiindulva megfogalmazták a Zn-egyenérték fogalmát. Ennek alapján Anglia és Wales Mezőgazdaság-fejlesztési és Szaktanácsadó Szolgálatának

kezdemenyezésére bevezették a relatív toxicitás kifejezésére a „Zn-egyenérték”-et:
 $Zn\text{-egyenérték} = (1 \times Zn) + (2 \times Cu) + (8 \times Ni) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ száraz anyag.

250 mg Zn-egyenérték $\cdot \text{kg}^{-1}$ talaj a biztonságosan kiadagolható maximum, feltéve, hogy korábban nem juttattak a talajra, s a pH nem kevesebb 6,5-nél. Ez lehet egyetlen nagy adag, vagy kis adagok összege 30 év alatt [2]. GREENLAND és HAYES közli továbbá LEEPER javaslatát, amit 1978-ban az USA Környezetvédelmi Ügynökségének tett. Ebben megkértszerzi a megengedhető telítettségi hányadot, s a határértéket a T-értékre vonatkoztatja 6,5 pH-nál, ezzel különbséget téve az eltérő textúrájú talajok között is. LEEPER véleménye szerint a pH 7,0-re növelésével a felemelt értéket is meg lehet kétszerezni a kation-adszorpciós kapacitás százalékában kifejezve, s a pH 6,0-ra csökkenésénél pedig meg lehet felezni azt.

Hetven évi nyers szennyvizes öntözés nagy mennyiségi növekedést eredményezett a Zn, Cu, Ni és Cd 0,1 mólos HCl-dal kivonható mennyiségében. A kérdéses terület füves legelő 1914 óta, és az 1972. évi vizsgálat azt mutatta, hogy a Zn-, Cu-, Ni-tartalom kétszerese volt a növényben mint a nem öntözött talajon. Ugyanakkor a nehézfémekkel kapcsolatos károsodást ezen a szennyvíz felhasználására berendezkedett farmon nem közöltek.

Bizonyos mértékig más megvilágításba kerülnek fentiek ismeretében azok a mezőgazdasági hasznosítás esetén figyelembevételre ajánlott határértékek a szennyvíziszap nehézfémtartalmára vonatkozóan, amelyeket SZLÁVIK és társai [3] különböző országokból közölnek. Ezeknél nem tesznek különbséget a felvevő talaj eltérő sajátságai alapján, pedig feltűnően nagy, ötszörös-hatszoros az eltérés, különösen Zn-nél és Cu-nél. Közlik továbbá TIETJEN nyomán a talajban megengedhető fémkoncentrációt. Ha ezek alapján számítunk Zn-egyenértéket, akkor az alábbi eredményt kapjuk: $(1 \times 300) + (2 \times 100) + (8 \times 100) = 1300 \text{ mg/kg}$ talaj. Ez a fentiekben hivatkozott LEEPER-féle felemelt határértéknél is nagyobb, ha az említett Zn-egyenértékben számolunk, de egyszerű összegezésnél is 500 ppm.

Különösen fontos homoktalajoknál hangsúlyozni, hogy több lényeges talajtulajdonság kialakításában, ill. fenntartásában van szerepe a talaj szerves anyagának, s így a szennyvíziszappal a talajba jutó szerves anyagnak is. BLACK és társai [1] kiemelik, hogy a talaj szerves anyaga magába foglalja egyrészt a friss növényi és állati maradványokat, amelyek morfológiai vonásaik egyidejű elvesztésével növényi tápanyag-feltárodással járó gyors szétesésre képesek, másrészt a humuszt, amely az ellenálló szerves anyagot jelenti nagy kationmegkötő képességgel és szerkezetjavító tulajdonsággal.

Vizsgálati anyag és módszer

Kiskunhalas város kommunális és ipari eredetű szennyvizének az elhelyezésére a Dél-Bács-Kiskun megyei Vízmű Vállalat a város közelében félüzemi méretekben 12 parcellás kísérleti telepet létesített átlagosan 1 ha nagyságú parcellákkal. A szennyvíz kihelyezése mély (40–60 cm) nyílt árkos rendszerben történik. Jelzőnövény nyárfa, az árkok közötti sorokban telepítve.

A kísérleti telep a Duna—Tisza közti hátság D-i részén fekszik, amelynek felszín közeli rétegei széllel szállított és lerakott képződmények: lösz és futóhomok, illetve e

kettőnek a keveréke. Kiskunhalas térségében a szélhordta homok változóan vastag rétegben a felszíntől megtalálható. A kísérleti telep K-i, magasabb fekvésű részén 70—80 cm-es mélységben löszös homokréteg található változó, 30—60 cm-es vastagságban, amely azonos a későbbiekben DA-szintnek minősített réteggel. Ez a réteg a mélyebb fekvésű DK-i és D-i részén nincs meg, illetve 2 m-en belül nem volt elérhető. Az átlagos talajvízszint 2 m (180—240 cm) körül ingadozik.

Részletesen vizsgáltuk a fent említett magasabb fekvésű rész szelvényét, amelynek helyszíni leírása a következő:

- | | |
|----------------------------|---|
| A 0—26 cm | Barna színű homok, sok gyökérréteggel, szénsavas meszet tartalmaz, kiválásokat nem, mérsékelten nedves. Átmenet a következő szintbe fokozatos. |
| B 26—64 cm | Sárgásbarna színű homok, kiválásokat nem, szénsavas meszet tartalmaz az előző szintnél nagyobb mennyiségben. Nyirkos, gyökerekkel közepesen átszőtt, átmenet a következő szintbe színben és szerkezetben egyaránt fokozatos. A szintben krotovina (állatjárat) figyelhető meg. |
| C 64—86 cm | Szürkésárga színű, szénsavas meszet tartalmazó homok, kiválások nélkül, az előző szintnél nagyobb nedvességtartalommal. Átmenet a következő szintbe színben és szerkezetben is éles. |
| DA 86—140 cm | Sötétszürke színű, tömődött homokos vályog, jelentős humusz- és szénsavmész-tartalommal (erőteljes pezsgés sósav hatására). Közepesen nedves, kevés gyökér még található. Átmenet a következő szintbe színben és szerkezetben is éles. A szint a bevezetőben vázolt löszös üledék, mint felszíni réteg elhumuszosodása nyomán kialakult talaj, amelyet a későbbiek során a holocénban elfedett a futóhomok, s azon alakult ki a jelenlegi, fenti talajtakaró. |
| DC 140 cm-től. | |
| DC ₁ 140—190 cm | Fehéres, világosszürke színű, kiválást nem tartalmazó homok, az előző szinthez képest csökkenő szénsavmész-tartalommal, s hasonló nedvességtartalommal. Átmenet a következő rétegbe éles. |
| DC ₂ 190—240 cm | Szürkés világossárga színű durva homok, az előző rétegnél kevesebb szénsavmész-tartalommal. Vaskiválást erek formájában tartalmaz, úgyszintén glejes csikokat lehet megfigyelni. Átmenet fokozatos. |
| DC ₃ 240—310 cm | Sárga színű homok növekvő szénsavmész-tartalommal, vas- és glejtartalmú erekkel, elszíneződéssel; a talajvízzel telített, sáros. |

A talaj teljes megnevezése: Gyengén humuszos, karbonátos, kétrétegű homoktalaj, közép mélyen eltemetett talajszinttel. (*Főtípus:* vázталaj; *típus:* humuszos homok; *altípus:* karbonátos kétrétegű; *változat:* gyengén humuszos és közép mélyen eltemetett talajszintű).

Az egész kísérleti terület talajtanilag azonos főtípusba (vázталaj) és típusba (humuszos homok) tartozik. Az altípus részben karbonátos homok, részben karbonátos kétrétegű homok.

Erre a területre vezette ki a kísérlet már említett fenntartója felszín alatti nyomócsővezetéken a szennyvíziszapot, és hordozható elosztóvezetékekkel juttatta a nyílt árokba.

Célkitűzésünk a szennyvíziszap talajra gyakorolt hatásának s ezen belül a benne lévő nehézfémek vizsgálata. Ezért 1979-ben meghatároztuk a kiinduló állapotot (a kezeletlen talajt), és a továbbiakban ezeket az értékeket használtuk fel kontrollként a következő évek vizsgálati adatainak az elemzésénél, kivéve a talajvizet, amit 1979-ben

még nem elemeztünk, ezért annak az esetében az 1980. évi adatok képezik az összehasonlítás alapját.

1980-tól 83-ig négy éven keresztül 2—5 ezer m³/ha szennyvíziszapot juttattak ki a különböző kezelésekben. Ezért a hatás vizsgálatához szükséges volt a szennyvíziszap összetételének évente többszöri rendszeres vizsgálata.

A felszínhez közel elhelyezkedő talajvízből az esetleges szezonális változás, a szennyvíziszapos kezelés hatásának a jobb nyomon követése érdekében évente többször vettünk mintát. A talajvizsgálatokra pedig évente egyszer, az évi iszapmennyiség kiadása után, a tenyészidőszak végén, rendszerint október végén, vagy novemberben végzett helyszíni vizsgálat és mintavétel alapján került sor.

Itt kívánjuk megjegyezni, hogy e témában első lépésként a homoktalajt a hatások gyorsabb érzékelhetősége miatt választottuk, figyelembe véve a felszínhez közeli talajvíz adta lehetőségeket is. Vizsgálatainkat nagyobb kolloidtartalmú talajokon szándékozunk folytatni.

A magasabb fekvésű területrészt, amelynek szelvényleírását ismertettük, 4 ezer m³/ha szennyvíziszapot kapott, túlnyomórészt a nyílt árkokon keresztül, s legfeljebb 10—20%-át a csőáttelepítések, szivárgások miatt az árkok közötti felszínre.

Vizsgálati eredmények, következtetések

A szennyvíziszap

Miután lényeges eltérést nem mutatnak az elmúlt négy év vizsgálati adatai a szennyvíziszap összetételében, annak legfontosabb mutatóit az 1983. évi adatok alapján tüntettük fel az 1. táblázatban. Az adatok évi hatszori (minden második hónap) vizsgálat eredmény sorának minimális és maximális számait mutatják a szezonális ingadozás érzékeltesére, az azokból képzett átlagokkal együtt.

Kiemeltünk ebben 9 nehézfémet, az S-értéket alkotó fémionokat, a nitrogént és foszfort mint fontos növényi tápelemeket, valamint a száraz anyag és oldott anyag mennyiségét. Az itt nem közölt előző évek adatait is figyelembe véve megállapíthatjuk, hogy átlagosan 1% a szárazanyag-tartalma, amelyből kb. 75% szerves anyag. A kicserélhető kationként figyelembe vehető fémionok közül a kalcium van túlsúlyban, olyan mennyiségben, mint a magnézium, nátrium és kálium összege.

Ha az 1. táblázatban közölt nehézfémekek közül az irodalmi részben ismertett „Zn-egyenérték” számításához kiemeljük a Zn, Cu és Ni adatsorát, az alábbi eredményt kapjuk, az átlagokat figyelembe véve: $(672) + (2 \times 93) + (8 \times 62) = 1354$ mg/kg száraz anyag. A talajvizsgálati adatok ismeretében további számításoknál ezeket a számokat kell figyelembe venni.

A 2. táblázat a tisztított szennyvíznek és az iszapvíznek az öntözővíz-minősítésnél figyelembe veendő (1983. évi minimális és maximális) adatsorait tartalmazza a Na%-kal, Mg%-kal és pH-val együtt. Mindkét esetben közelítően 500—600 mg/l összes sótartalmat vehetünk figyelembe, ez öntözővízkénti hasznosításra is számításba vehető, különösen homoktalajokon. Figyelemmel kell azonban kísérni a Na% alakulását, mivel az itt kimutatott 38,8—44,0% a jelenleg érvényben lévő hazai műszaki irányelv kritikus szintjét meghaladja. Hely hiányában nem közölhetjük

1. táblázat
 A szennyvíziszap összetétele

(1) Nehéz- fém (összes)	(2)		(3) Fémek, táp- anyagok	(2)		(3) Átlag	(5) Anyag- csoport	(2)		(3) Átlag
	Min.—max.	Átlag		Min.—max.	Átlag			Min.—max.	Átlag	
	mg/kg száraz anyag			g/kg száraz anyag				mg/l		
Fe	4 144 – – 9 575	6 218	Ca	15,46 – – 32,25	20,32	a) Összes szá- raz anyag	7 410 – – 11 460		8 730	
Mn	144 – 233	180	Mg	6,16 – 8,83	7,93	b) Összes szá- raz anyag				
Zn	576 – 738	672	Na	6,72 – 9,41	8,49	izzítási	2 000 –			
Cu	76 – 108	93	K	3,50 – 8,87	5,98	maradék	– 2 920		2 310	
Ni	28 – 110	62	N	18,30 – – 31,80	25,65	c) Összes ol- dott anyag	623 – 730		676	
Cr	21 – 187	67	P ₂ O ₅	29,90 – – 45,10	37,76	d) Oldott anyag izzí- tási ma- radék			466	
Cd	3 – 9	5		e) Lebegő anyag		408 – 550		6 780 – – 10 790		8 050
Co	4 – 16	8				f) Lebegő anyag izzí- tási ma- radék	1 480 – – 2 480		1 840	
Pb	40 – 273	116								

 2. táblázat
 Tisztított szennyvíz és iszapvíz anion-
 és kationtartalma (me/l)

(1) Vizsgált mutató	(2) Tisztított szennyvíz	(3) Izapvíz
a) Összes lúgosság	6,50 – 8,95	7,10 – 9,05
Cl ⁻	1,66 – 2,15	1,71 – 2,15
SO ₄ ²⁻	0,74 – 1,76	0,99 – 2,60
b) Anionok összege	9,67 – 12,49	9,71 – 12,48
Ca ²⁺	1,98 – 2,99	2,28 – 3,17
Mg ²⁺	1,78 – 2,85	1,99 – 3,08
Na ⁺	3,05 – 4,25	2,75 – 3,40
K ⁺	0,39 – 0,63	0,38 – 0,96
c) Kationok összege	7,62 – 10,10	7,99 – 9,07
Na%	38,8 – 44,0	30,3 – 39,4
Mg%	41,9 – 54,6	38,6 – 57,5
pH	7,03 – 7,58	7,06 – 7,41

részletesen a korábbi adatokat, de pl. 1981. IV. 7—16. között 10 napon át vizsgáltuk naponta a tisztított szennyvizet, s akkor a Na% 34—37, 1982-ben pedig a tisztított szennyvíznél 36—38, az iszapvíznél 33—40 között váltakozott.

Az 1983. évi, hely hiányában itt részletesen nem közölt iszapvíz- és a tisztított szennyvíz adatok összehasonlítását elvégezve a különböző ionokra, a következő eredményeket kaptuk:

Nem volt kimutatható összefüggés a Cl^- átlagai és szórásai, továbbá az összes anion átlagai és szórásai, a Mg^{2+} átlagai és szórásai, valamint a $\text{Mg}\%$ átlagai és szórásai között.

A szulfátanion, a K^+ -ion, valamint az összes kation esetében a T-próbát elvégezve, a középértékek szignifikánsan nem különböznek. Azonban a szórásokra az F-próbát elvégezve azt tapasztaltuk, hogy szórásaik sorrendben: 10, 1 és 5%-os szinten szignifikáns különbséget mutatnak.

A nátrium esetében a középértékek is és a szórások is 5%-os szinten szignifikáns különbséget mutatnak, a tisztított szennyvíz javára.

A $\text{Na}\%$ esetében a középértékek 1%-os szinten szignifikánsan különböznek a tisztított szennyvíz javára.

A kísérleti terület talaja

Az 1979. évi adatokat kontrollként, majd a kezelés hatásának vizsgálatához az 1980—81—82—83. évekre külön-külön feltüntettük 120 cm-es mélységig genetikai szintenként a következő mutatókat a 3. táblázatban:

a) *pH* (H_2O -ban): a 7,3—7,7 kontrollhoz képest 1980-ig 7,4—7,8, 1983-ban valamelyest, de nem lényegesen csökkenve 7,2—7,7, illetve az árokaljban 7,1—7,6.

b) *A vízben oldható összes só* (a talajpép elektromos vezetőképessége alapján): a sorközben, de különösen az árokaljban mutat jelentős növekedést 1983-ban az előző évek 0,02%-ához képest 0,04—0,08, ill. 0,16—0,24%-ra. Átmeneti sótartalom-növekedést a korábbi években is tapasztaltunk a szennyvíziszapos kezelés utáni hónapokban egyes parcellákon, ami azután az adagolástól számított 1 év után jelentősen (0,1% alá) csökkent.

c) *CaCO_3 -tartalom*: az inhomogenitásból adódó szórása az évek közötti összehasonlításban néhány esetben jelentős, de ez nem a szennyvíziszapos kezelésnek a következménye. A szelvény mészgörbéje minden évben azonos lefutású, nagyságrendben megegyező mésztartalommal.

d) *Szervesanyag- (humusz-) tartalom*: fokozatos gyarapodás olvasható ki a táblázatból, az adagolási módszerből adódóan elsősorban az árokaljban — a DA-szintet figyelmen kívül hagyva — 0,6—0,7%-ról 0,9—1,4%-ra.

e) *Kötöttségi szám*: a kontrollhoz képest növekedő tendenciát mutat, elsősorban az előbb vázolt szervesanyag-tartalom-gyarapodás miatt.

f) *Higroszkóposság*: 90 cm mélységig 0,3—0,4%-ról igen jelentős emelkedést mutat az 1983. évi 0,7—1,5% h_1 adatsorával a kolloidtartalom növekedése miatt.

Kation-adszorpció

A kicserélhető kationok adatsorait összehasonlítva, a 4. táblázatban szembevetendő a kation-adszorpció kapacitás növekedése, amelyről az elhanyagolható hidrogénmennyiség miatt jó tájékoztatást ad karbonátos talajoknál az S-érték. Figyelemre méltó, hogy az 1979. évi 8,3—15,5-ről 1983-ra 12,0—22,0 me/100 g-ra

3. táblázat

Szennyvízzal kezelt nyárfás kísérleti terület talajának néhány összehasonlító vizsgálati adata (1979—1983)

(1) Év, a szint jele és a mintavétel mélysége, cm	pH _{11,0}	(2) Összes só*	CaCO ₃	(3) Szerves anyag (humusz)	(4) K _A	(5) hy, %**
1979						
A 0—30	7,3	<0,02	3,6	0,6	29	0,4
B 30—60	7,4	<0,02	3,2	0,7	30	0,3
C 60—90	7,6	<0,02	7,5	0,6	25	0,3
Da 90—120	7,7	<0,02	11,7	1,0	30	0,6
1980						
A 0—30	7,6	<0,02	1,4	0,9		
B 30—60	7,5	<0,02	1,0	0,9		
C 60—90	7,8	<0,02	12,3	0,7		
DA 90—120	7,8	<0,02	29,3	1,3		
1981						
A 0—30	7,4	<0,02	1,4	1,3	32	
B 30—60	7,5	<0,02	1,2	1,0	30	
C 60—90	7,7	<0,02	7,7	0,8	31	
DA 90—120*	7,8	<0,02	26,3	1,0	34	
1982						
A 0—30	7,4	0,05	3,0	1,2	28	0,9
B 30—60	7,4	<0,02	2,3	0,9	29	0,7
C 60—90	7,6	<0,02	14,5	0,9	31	1,0
DA 90—120	7,8	<0,02	29,4	1,0	33	1,4
1983*						
A 0—30	7,2	0,02	2,3	1,4	31	0,9
B 30—60	7,2/7,1	0,04/0,16	1,3/4,5	0,9/1,1	30/30	0,7/1,3
C 60—90	7,5/7,2	0,06/0,24	9,2/14,1	1,0/1,1	31/33	0,8/1,5
DA 90—120	7,7/7,6	0,08/0,18	17,6/25,5	1,0/0,8	32/31	0,9/1,2

+ nevezőben az árokalj adatai
 * fajlagos vezetőképesség alapján mérve
 ** higroszkóposság CaCl₂ · 6 H₂O felett

növekedett az S-érték 120 cm mélységig. Részleteiben vizsgálva, a kalciumnál realizálódik ez a többlet 7,0—12,0-ről 10,3—19,6 me/100 g-ra növekedve, ami S%-ban kifejezve 84—87-ről 1983-ra 82—89-re módosult relatív mennyiséget jelent. Ez is alátámasztja a 3. táblázattal kapcsolatos okfejtésünket, másrészt pedig az ott elmondottak adnak magyarázatot — az 1. táblázat adataira is támaszkodva — az itt bemutatott változásokra.

Külön felhívjuk a figyelmet a nátriumra, amely minden szintben 90 cm-ig — A-, B-, C-szintek — abszolút számban azonos mértékben növekedett 0,1—0,2 me-ről 0,4 me-re, ami azonban az eltérő S-értékek miatt eltérő relatív mennyiségeket — 0,8—2,2 S%-ról 3,7—5,3 S%-ot — jelent 1982-ben, de 1983-ban már 2,4—3,2%-ra esik vissza. Ezekből arra kell következtetnünk, hogy a nagyobb szennyvíziszap-adagok kijuttatá-

sa után az adszorbeált Na^+ mennyiségének a növekedése itt is átmenetinek tekinthető, s egy év kihagyása után a csökkenés már kimutatható. Szinte fordított képet mutat a DA-szint 90—120 cm között, ahol az 1979. évi 0,7 me Na^+ kis ingadozással 1983-ra 0,3 me-re, 4,7 S%-ról 1,4 S%-ra csökkenést jelent, a szennyvíziszap folyadéktömegéből adódó áramlási viszonyok megváltozása következtében.

4. táblázat

Szennyvíziszappal kezelt nyárfás kísérleti terület talajának
kicsérélhető kationjai (1979—1983)

(1) Év, a szint jele és a mintavétel mélysége, cm	Ca^{2+}		Mg^{2+}		Na^+		K^+		(2) S-érték me/100 g
	me/ /100 g	S%	me/ /100 g	S%	me/ /100 g	S%	me/ /100 g	S%	
1979									
A 0—30	7,9	85,2	1,09	11,8	0,20	2,2	0,08	0,9	9,27
B 30—60	7,0	84,0	1,21	14,5	0,11	1,3	0,01	0,1	8,33
C 60—90	9,9	87,4	1,33	11,7	0,09	0,8	0,01	0,1	11,33
DA 90—120	12,7	82,1	2,02	13,1	0,72	4,7	0,03	0,2	15,47
1980									
A 0—30	8,3	86,7	1,10	11,5	0,08	0,8	0,09	0,9	9,57
B 30—60	6,8	88,0	0,79	10,2	0,07	0,9	0,07	0,9	7,73
C 60—90	11,4	92,0	0,99	6,3	0,18	1,2	0,08	0,5	15,65
DA 90—120	17,6	89,9	1,70	8,7	0,17	0,9	0,11	0,6	19,58
1981									
A 0—30	10,6	80,3	1,88	14,2	0,32	2,4	0,40	3,0	13,20
B 30—60	9,3	82,7	1,17	10,4	0,54	4,8	0,24	2,1	11,25
C 60—90	11,4	85,7	1,19	8,9	0,51	3,8	0,20	1,5	13,30
DA 90—120	20,2	86,5	2,71	11,6	0,32	1,4	0,12	0,5	23,35
1982									
A 0—30	11,9	84,8	1,45	10,3	0,52	3,7	0,17	1,2	14,04
B 30—60	8,6	88,7	0,48	4,9	0,51	5,3	0,11	1,1	9,70
C 60—90	13,9	88,2	1,21	7,7	0,53	3,4	0,12	0,8	15,76
DA 90—120	19,1	88,3	1,96	9,1	0,44	2,0	0,12	0,6	21,62
1983									
A 0—30	11,6	82,4	1,72	12,2	0,36	2,6	0,39	2,8	14,07
B 30—60	10,3	85,6	1,25	10,4	0,38	3,2	0,10	0,8	12,03
C 60—90	15,1	89,0	1,42	8,4	0,41	2,4	0,04	0,2	16,97
DA 90—120	19,6	89,0	2,06	9,4	0,31	1,4	0,06	0,3	22,03

A korrelációs együttható viszonylag alacsony, ami azt mutatja, hogy a mélység hatását jelentősen torzítja az évek hatása.

Az S-értéknél a korrelációs együttható magas, ami 0,1%-os szignifikancia-szinten is jelzi a mélységtől való függést is. A korrelációs együttható 20 adatpárnál 0,74. Az S-értéknek a mélységtől való függése parabola illesztésnél mutatta a legnagyobb korrelációs együtthatót (az összefüggés: $S = 13,74 - 0,1678x + 0,002229x^2$, ahol $x =$ a mélység cm-ben).

5. táblázat
A talajvízvizsgálat adatai (1980/1983)

(1) Év, hónap	(2) Összes lúgos- ság	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	(3) An- ionok összege	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	(4) Katio- nok összege	(5) Összes só, mg/l	Na, %	pH
1980 febr.	4,75	0,80	0,38	5,93	1,64	2,46	0,91	0,12	5,13	405	17,7	9,3
1983 febr.	1,90	1,65	4,15	7,70	2,48	4,20	0,38	0,02	7,08	596	5,4	9,0
1980 ápr.	3,20	1,90	4,76	6,86	3,09	3,08	0,35	0,05	6,57	590	3,7	8,3
1983 ápr.	3,22	1,72	4,62	9,56	3,61	3,70	0,38	0,02	7,71	747	4,9	7,9
1980 jún.	1,85	1,75	1,52	5,12	2,09	3,10	1,23	0,04	6,46	510	19,1	8,6
1983 jún.	2,87	1,66	4,40	8,93	2,50	4,69	0,47	0,02	7,68	589	6,1	8,1
1980 aug.	1,76	1,85	1,62	5,23	0,79	3,16	0,31	0,03	4,29	339	7,2	8,8
1983 aug.	2,82	1,49	3,95	8,26	2,94	4,34	0,48	0,02	7,77	507	6,2	7,7
1980 okt.	1,45	1,70	2,22	5,37	0,30	3,40	0,35	0,03	4,08	322	8,6	8,7
1983 okt.	2,70	1,25	3,20	7,15	2,67	4,01	0,43	0,02	7,12	441	6,0	7,9

A talajvíz

A talajvíz 1983. öt hónapjában az 5. táblázat adatai alapján anionok szerint hidrogén-karbonátos-szulfátos, kationok szerint kalciumos-magnéziumos, a nátrium mennyisége nem jelentős, a Na% is 10 alatt maradt egész évben. Az összes oldott só mennyisége 500—800 mg/l. (Összehasonlításhoz az éven belüli kevés adat miatt itt nem 1979-et, hanem 1980-at vettük figyelembe). Ennek alapján mérsékelt növekedés figyelhető meg az összes sótartalomban 1983-ra. Másik figyelemre méltó eltérés az, hogy 1980-ban, az első szennyvíziszap-adagok után, az év második felében a talajvíz kationarányai a Ca mennyiségének erőteljes csökkenésével megváltoztak, de 1983-ig visszaállt a Ca túlsúlya. Jelentős és tartós Na⁺-felhalmozódás nem volt, szikesedési veszéllyel az eddigi adatok alapján nem kell számolni.

Az évi szezonális hatásokat megvizsgálva egyedül az összes sónál találtunk a polinomiális általános regresszió-analízis módszerével szignifikáns összefüggést.

A negyedfokú polinómnak áprilisban van az összesség-értékekben a maximuma. A korrelációs együttható 0,55, amely az alapadatokat számát figyelembe véve 10%-os szignifikancia-szinten jelzi a fenti összefüggést.

A talaj vízgazdálkodása

A talaj fizikai jellemzőivel kapcsolatos, előzőleg már bemutatott paraméterek kiegészítésére a 6. táblázatban az 1982. és 1983. évi pF-vizsgálataink alapján bemutatjuk a legfontosabb vízháztartási mutatókat. Ez a táblázat elsősorban a sorközök és az árokalja összehasonlítását szolgálja. Megállapíthatjuk az adatokból, hogy a szennyvíziszapos kezelés jelentősen növelte a vízkapacitást, s ezen belül a diszponibilis vízhányadot is. Bár 1979-es pF bázisadat nem áll rendelkezésünkre, de egyéb adatokból megállapítható (3. táblázat), hogy a 6. táblázat sorai is már 1979-hez képest kedvezőbb vízgazdálkodási mutatókat jelentenek.

6. táblázat
Nyárfaultetvény talajának vízgazdálkodási jellemzői

(1) Szelvény száma és mintavétel mélysége, cm	pF 2,5	pF 4,2	pF 6,2	(3) T_s g/cm ³	(4) VK	(5) HV	(6) DV
	(2) térfogatszázalékban				mm/m		
1/B 27–60	17,34	4,53	1,07	1,53	173,4	45,3	128,1
1/DA 80–130	23,40	15,32	2,03	1,49	234,0	153,2	80,8
a) árokalja 50–70	31,37	16,16	2,20	1,47	313,7	161,6	152,1
70–90	24,22	10,89	1,95	1,50	242,2	108,9	133,3
90–110	23,19	15,47	1,55	1,44	231,9	154,7	77,2

Makrotápanyag-tartalom

Az 1979. évi felvehető foszfor, kálium és összes nitrogén mellett tüntettük fel a sorközök 1983. évi vizsgálati adatait ugyanezekre a makrotápelemekre vonatkozóan a 7. táblázatban. Önálló oszlopban kiemelve ezek mellett az árokalja azonos mélységre vonatkozó adatait szerepeltetjük.

7. táblázat
Nyárfás kísérleti terület talajának tápanyagtartalma 1979-ben és 1983-ban

(1) Mélység, cm	(2) AL-oldható						(5) Összes N		
	P ₂ O ₅			K ₂ O					
	mg/100 g talaj								
	(3) Sorköz		(4) Árokalja	(3) Sorköz		(4) Árokalja	(3) Sorköz		(4) Árokalja
	1979	1983	1983	1979	1983	1983	1979	1983	1983
0–20	2,7	25,0		9,0	19,8		60	75,6	
20–40	7,0	11,8		9,0	14,1		26	53,2	
40–60	4,5	8,0	94,0	9,0	11,3	26,8	23	50,4	89,6
60–80	2,0	2,3	66,1	5,1	9,1	24,7	30	72,8	74,7
80–100	1,6	2,9	28,6	7,5	8,9	13,1	45	22,4	60,7
100–120	1,2	2,8	2,9	10,0	8,1	5,1	60	42,0	30,3
120–140	1,7	2,8	2,2	6,5	6,8	3,9	27	25,2	21,0
140–160	2,2	1,6	1,4	3,0	6,8	4,1	18	14,0	7,0
160–180	2,2	1,6	1,2	3,0	6,4	3,8	10	5,6	7,0

Sorközökben 60–80 cm mélységig jelentős mérvű a szennyviziszap NPK-tartalmából eredő kedvező tápanyaghatás. Az árkos elhelyezésemből adódóan az árokaljától számított további 40–60 cm mélységig, tehát a felszíntől átlagosan 100 cm-ig nagymérvű tápanyag-felhalmozódás van. A sorközök adataival egybevetve meglehetősen egyenetlen eloszlást mutat, ami a jövőre nézve a kezelési technológia továbbfejlesztésének szükségességét jelzi.

A P és a K mélységi összefüggése mind a sorközökben, mind az árokalján általában 2%-os szignifikancia-szinten kimutatható. A harmadfokú polinóm-illesztés mutatkozott a legjobbnak. Ezek a függvények monoton csökkenő jellegűek. E függvények szignifikánsan különböznek a sorközben és az árokalján.

Nehézfémek a szennyvíziszappal kezelt talajban

A 8. táblázatban foglaltuk össze a kísérleti telepen relatíve nagyobb mennyiségben előforduló, s a toxicitás szempontjából elsősorban figyelembe veendő nehézfémek talajban kimutatható összes mennyiségét, egymás mellett megadva a sorköz és az árokalj azonos mélységeire.

A Zn adatai ennek az elemnek a viszonylagos mozgékonyására mutatnak, különösen az árokalj mélyebb rétegeinél. A sorköz és az árokalj adatai között legnagyobb a különbség a Ni-nél, s itt szintén jelentős mozgékonyaságot jeleznek a számok. Ha a felső 1 m-es réteg legnagyobb Zn-, Cu- és Ni-adatát alapul véve számítjuk az előzőekben ismertetett módszer szerint a Zn-egyenértéket, $(1 \times 13,3) + (2 \times 6,4) + (8 \times 7,0) = 82,1$ mg/kg talaj eredményt kapunk az 1983. végéig kiadagolt, ismertetett összetételű 4 ezer m³/ha szennyvíziszap hatására karbonátos humuszos homoktalajon. Ezt a továbbiak során figyelembe kell venni a kijuttatandó mennyiségeknél, mivel mindenképpen alatta van még a szigorúnak tekinthető 250 mg/kg Zn-egyenérték-határnak is.

8. táblázat

Szennyvíziszap-elhelyező terület talajának összes nehézfém-tartalma, 1983

(1) Mintavétel mélysége, cm	Zn		Cu		Ni		Cr		Mn	
	mg/kg									
	(2) Sorköz	(3) Árok- alja	Sorköz	Árok- alja	Sorköz	Árok- alja	Sorköz	Árok- alja	Sorköz	Árok- alja
0—20	10,8		3,2		6,0		2,0		140	
20—40	5,9		2,8		7,0		1,0		141	
40—60	2,8	9,5	3,2	2,9	4,0	6,0	1,0	9,0	134	179
60—80	13,3	2,1	3,6	4,3	6,0	12,0	3,0	12,0	163	281
80—100	6,8	11,3	6,4	4,9	3,0	13,0	4,0	13,0	104	216
100—120	2,6	6,3	5,8	6,2	9,0	15,0	4,0	19,0	124	186
120—140	2,2	4,2	7,2	6,8	6,0	20,0	5,0	6,0	114	153
140—160	3,5	4,3	4,6	7,9	3,0	16,0	4,0	7,0	86	147
160—180	3,1	3,7	5,2	4,4	1,0	14,0	6,0	11,0	124	156

Külön tanulmány tárgya a nyárfák növekedésének vizsgálata. Szóbeli közlés és megfigyeléseink alapján az eddig kiadagolt nehézfém-mennyiségek nem gyakoroltak depresszív hatást a nyárfaállomány fejlődésére.

A Zn esetében a sorközben tapasztalható volt szignifikáns összefüggés a mélység és a Zn-mennyiség között 10%-os szignifikancia-szinten. Ez az összefüggés az árokalja esetében nem volt kimutatható.

Cu esetében hasonló, a Ni-nél fordított helyzet tapasztalható. Az árokaljban a Ni-mennyiség a mélységi függvény illesztés harmadfokú polinóm esetén 10%-os szignifikancia-szinten igazolható.

A Mn mélységi függvény illesztés mind a sorköz, mind az árokalja esetén 10%-os szignifikancia-szinten összefüggést mutat.

Összefoglalás

Kiskunhalas térségében a Dél-Bács-Kiskun megyei Vízmű Vállalat kísérleti területén vizsgáltuk a szennyvíziszap hatását karbonátos humuszos homoktalajra. A szennyvíziszap elhelyezése állandó jellegű mély, nyílt árkos rendszerben történik üzemi kísérletnek tekinthető egy hektáros parcellákon.

A kezelés előtti állapot rögzítésére meghatároztuk a talaj termőképessége szempontjából legfontosabb fizikai, vízháztartási és kémiai jellemzőket. Az egyes parcellák különböző mennyiségű szennyvíziszapot kaptak. Az aerob-stabilizált szennyvíziszap 1% szárazanyag-tartalma jelentős részben szerves kolloidokból és részben talajtápanyagnak is tekinthető ásványi eredetű anyagokból áll.

A talajfizikai és vízgazdálkodási mutatókban 4 év után a kezelés előtti állapothoz képest kimutatható változást tapasztaltunk. Változatlan a talaj kémhatása, valamint vízben oldható összes sótartalma 120 cm mélységig az első 3 évben, a 4. évben (1983) emelkedés mutatkozik.

A szennyvíziszapos kezelésnek tulajdonítható a kolloidfrakció növekedése, az adszorpciós kapacitás emelkedése, amint ezt a kicserélhető kationok adatai mutatják. Ez önmagában a homoktalajok termékenységében szűk keresztmetszetet jelentő kolloidtartalom növekedésével kedvező folyamat kezdeti jelének tekinthető.

Ki kell emelni a szennyvíziszap NPK-tartalmából adódó hatást, amelynek a révén természetes vagy műtrágyaadagok megtakarítását lehet elérni. Az előforduló nehézfémek (Zn, Cu, Mn, Cr stb.) koncentrációja nem éri el a toxikus szintet, a nyárfaállomány fejlődésére nem volt depresszív hatású.

Irodalom

- [1] BLACK, C. A. et al.: Methods of soil analysis. Part 2., ASA. Madison. 1965.
- [2] GREENLAND, D. I. & HAYES, M. H. B.: The chemistry of soil processes. John Wiley and Sons, Chichester. 1981.
- [3] SZLÁVIK I. et al.: Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezését és hasznosítását célzó kísérletek eredményeinek összefoglaló értékelése. VITUKI összefoglaló jelentés. Budapest. 1982.
- [4] THORNE, D. M. & THORNE, M. D.: Soil, water and crop production. AVI Publ. Co. Inc., Westport. 1979.

Érkezett: 1984. február 1.

The Effects of Sewage Sludge on a Calcareous, Humous Sandy Soil

K. FERENCZ and M. ZVADA

Faculty of Agriculture, Debrecen University of Agrarian Sciences, Szarvas (Hungary)

Summary

Field trials are being conducted in the region between the Danube and Tisza rivers to study the effects of liquid sewage sludge on the properties of a calcareous, humous sandy soil. In this paper the data obtained between 1980—1983 are presented.

The most important physical, chemical and water regime properties of the soil had been determined in 1979, before the trials were started. In the course of the experiments 2000—5000 m³ of liquid sludge were applied to plots on a poplar plantation. The area of each plot is 1 ha. The liquid sludge has been applied in 40—60 cm deep, open ditches between the lines of poplars.

The aerobically stabilized sewage sludge contains 1% of dry matter which is composed of a significant amount of organic colloids, as well as of matters of mineral origin that can be considered as plant nutrients.

After four years certain changes could be observed in the physical and water regime properties of the soil. In the first three years soil-pH and the total water soluble salt content to a depth of 120 cm remained unchanged, but in the 4th year (1983) the analytical data indicated a certain increase in these values.

The increase in the colloid fraction and in the adsorption capacity of the soil must be attributed to the application of sewage sludge. Since the low fertility of sandy soils is partly due to their low colloid content, this increase may be considered as the beginning of a favourable process.

It is very important from the economic point of view that, when sewage sludge containing NPK in appreciable quantities is applied, lower additional doses of FYM and/or mineral fertilizers will satisfy the nutrient requirements of the plants.

In the four years of our study the concentrations of heavy metals (Zn, Cu, Mn, Cr etc.) have not reached a toxic level, and the development of the poplars has not been inhibited.

Table 1. The composition of the liquid sludge used in the experiment. (1) Heavy metals (total). (2) Minimum—maximum quantities and (3) average, mg/kg dry matter. (4) Metals, nutrients. (5) a) total dry matter; b) ignition residue of total dry matter; c) total soluble material; d) ignition residue of total soluble material; e) total suspended material; f) ignition residue of total suspended material.

Table 2. Anion and cation content of cleared liquid sewage sludge and sludge water (meq/l). (1) Chemical characteristics. a) total alkalinity; b) sum of anions; c) sum of cations. (2) Cleared liquid sludge. (3) Sludge water (i.e. the liquid part of sewage sludge which does not contain any suspended matter any more).

Table 3. Soil characteristics as affected by the application of liquid sludge (1979—1983). (1) Year, horizon and sampling depth, cm. + The data in the denominators were determined in the bottom of the ditches. (2) Total salt, % (* measured on the basis of specific conductivity). (3) Organic matter (humus), %. (4) Upper limit of plasticity according to Arany. (5) ** Hygroscopicity measured over CaCl₂ · 6H₂O.

Table 4. Exchangeable cations in the soil of the experimental area (1979—1983). (1) Year, horizon and sampling depth, cm. Cations: meq/100 g soil and in per cent of the sum of exchangeable cations. (2) Sum of exchangeable cations, meq/100 g soil.

Table 5. Soil analytical data (1980/1983). (1) Year, month. (2) Total alkalinity, meq/l. (3) Sum of anions, meq/l. (4) Sum of cations, meq/l. (5) Total salt content, mg/l.

Table 6. Water regime properties of the soil of the experimental area. (1) No. of profile and sampling depth, cm. a) Ditch bottom. (2) pF values, in volume percentage. (3) Bulk density, g/cm³. (4) Field capacity; (5) Unavailable water; (6) Disponible water, mm/m.

Table 7. Major plant nutrient elements in the soil of the experimental area (1979/1983). (1) Depth, cm. (2) AL soluble P₂O₅ and K₂O, mg/100 g soil. (3) In the area between the ditches. (4) At the bottom of the ditch. (5) Total N content, mg/100 g soil.

Table 8. Heavy metal content in the soil of the experimental area in 1983. (1) Depth, cm. (2) In the area between the ditches. (3) At the bottom of the ditch.

Einfluss des Abwasserschlammes auf die Eigenschaften eines karbonathaltigen, humosen Sandbodens

K. FERENCZ und M. ZVADA

Lehrstuhl für Chemie und Bodenkunde der Hochschule für Landwirtschaft zu Szarvas,
als Fakultät der Agrarwissenschaftlichen Universität zu Debrecen, Szarvas (Ungarn)

Zusammenfassung

In den Jahren 1979—83 wurde auf Parzellen von 1 ha, auf dem Sandboden im Gebiet des Donau—Theiss Zwischenstromlandes, mit Pappeln als Versuchspflanze, die Wirkung von 2000—5000 m³/ha Abwasserschlamm mit 1% Trockensubstanzgehalt auf die Bodeneigenschaften untersucht. Im Jahre 1979 wurde der noch unbehandelte Boden, in den Jahren 1980—83 die Einwirkung des Abwasserschlammes untersucht.

Im Versuch wurde der Abwasserschlamm in tiefen, offenen Gräben unterbracht.

Vor Beginn des Versuches wurden zwecks Festlegung des Ausgangsstadiums die wichtigsten physikalischen, chemischen und wasserhaushaltlichen Kennwerte des Bodens bestimmt. Die einzelnen Versuchspartellen erhielten verschiedene Mengen vom Abwasserschlamm. Der 1%-ige Trockensubstanzgehalt des aerob-stabilisierten Abwasserschlammes bestand hauptsächlich aus organischen Kolloiden, und im geringeren Anteil aus Stoffen mineralischer Herkunft, welche zugleich als Bodennährstoffe betrachtet werden konnten.

In den bodenphysikalischen und wasserhaushaltlichen Kennwerten konnte, verglichen mit dem Ausgangsstadium, nach 4 Versuchsjahren eine Änderung beobachtet werden. Die Bodenreaktion blieb im Laufe der Versuchsperiode unverändert. Der gesamte wasserlösliche Salzgehalt (bestimmt bis zu einer Tiefe von 120 cm) wies nur im 4. Versuchsjahr (1983) einen Anstieg auf.

Die Anwendung von Abwasserschlamm verursachte einen Anstieg in der Menge der Kolloidfraktion und eine Erhöhung der Adsorptionskapazität, wie dies aus den Angaben der austauschbaren Kationen hervorgeht. Da in den Sandböden nur geringe Mengen an Kolloiden vorhanden sind — was die Fruchtbarkeit dieser Böden entscheidend beeinflusst —, ist ein Anstieg dieser Fraktion als ein günstiger Vorgang zu betrachten.

Der NPK-Gehalt des Abwasserschlammes spielt auch eine bedeutende Rolle, da durch seine Inbetrachtung mit einer Ersparnis in den anzuwendenden Düngermengen gerechnet werden kann. Die Konzentration der Schwermetalle (Zn, Cu, Mn, Cr, usw.) erreichte nicht einmal die Grenze der Toxizität, auch wies die Entwicklung der Pappelbäume keinen depressiven Einfluss auf.

Tabl. 1. Zusammensetzung des Abwasserschlammes. (1) Gesamter Schwermetallgehalt. (2) Minimum- und Maximumwerte. (3) Mittelwert, mg/kg Trockensubstanz. (4) Metalle, Nährstoffe, g/kg Trockensubstanz. (5) Stoffgruppen innerhalb des Abwasserschlammes, mg/l:

a) Gesamte Trockensubstanz; b) Glührest der gesamten Trockensubstanz; c) gesamte Menge der löslichen Stoffe; d) Glührest des löslichen Stoffe; e) schwebende Stoffe; f) Glührest der schwebenden Stoffe.

Tab. 2. Anionen- und Kationengehalt des gereinigten Abwassers und des zurückgebliebenen schlammigen Abwassers (mval/l). (1) Analysenergebnisse: a) Gesamte Alkalität; b) gesamte Menge der Anionen; c) gesamte Menge der Kationen. (2) Gereinigtes Abwasser. (3) Zurückgebliebenes, schlammiges Abwasser.

Tab. 3. Einige vergleichende Angaben des mit Abwasserschlamm behandelten Bodens des Pappelversuches (1979—1983). (1) Jahr. Bezeichnung des Horizontes und Tiefe der Probenahme, cm. (2) Gesamter Salzgehalt, % (*aufgrund der spezifischen Leitfähigkeit berechnet). (3) Humusgehalt, %. (4) Bindigkeitszahl nach Arany. (5) **Hygroskopizität, über $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ bestimmt. *Im Nenner die Angaben des Grabenbodens.

Tab. 4. Austauschbarer Kationengehalt des Bodens des mit Abwasserschlamm behandelten Pappelversuches (1979—1983). (1) Jahr, Bezeichnung des Horizontes und Tiefe der Probenahme, cm. Kationen: in mg/100 g Boden und S% angegeben. (2) S-Wert, mval/100 g Boden.

Tab. 5. Angaben der Untersuchung des Grundwassers, 1980—1983. (1) Jahr, Monat. (2) Gesamte Alkalität, mval/l. (3) Gesamte Menge der Anionen, mval/l. (4) Gesamte Menge der Kationen, mval/l. (5) Gesamter Salzgehalt, mg/l.

Tab. 6. Wasserhaushaltliche Kennwerte des Bodens im Pappelversuch. (1) Bezeichnung des Bodenprofils und Tiefe der Probenahme, cm. a) Grabenboden. (2) pF-Werte, in Vol. %. (3) T_s , g/cm³. (4) Feldkapazität. (5) Welkepunkt. (6) Disponibiler Wasservorrat, mm/m.

Tab. 7. Nährstoffgehalt des Bodens des Pappelversuches in den Jahren 1979 und 1983. (1) Tiefe der Probenahme, cm. (2) AL-lösliches P_2O_5 und K_2O , mg/100 g Boden. (3) Zwischen den Reihen. (4) Im Grabenboden. (5) Gesamter Stickstoffgehalt, mg/100 g Boden.

Tab. 8. Gesamter Schwermetallgehalt des Versuchsbodens im Jahre 1983. (1) Tiefe der Probenahme, cm. (2) Zwischen den Reihen. (3) Im Grabenboden.

Влияние ила сточных вод на свойства гумусированного карбонатного песка

К. ФЕРЕНЦ и М. ЗВАДА

Дебреценский Аграрный Университет. Сельскохозяйственное Отделение, Сарваш (Венгрия)

Резюме

В период 1979—1983 гг. на делянках площадью 1 га, расположенных на песчаной территории Междуречья Дуная и Тиссы и засажеными тополями, изучили влияние ила сточных вод, содержащего 1% сухого вещества, на некоторые свойства почв. Ил вносили в дозах 2—5 тыс. м³/га, в глубокие открытые каналы.

Для регистрации состояния почвы перед обработкой определили физические, водные и химические свойства почвы, наиболее важные с точки зрения ее плодородия. Отдельные делянки получили различное количество ила сточных вод. Значительная часть аэробно-стабилизированного ила состояла из органических коллоидов и из веществ минерального происхождения, принимаемых за питательные вещества.

Спустя четыре года в физических и воднохозяйственных свойствах почвы наблюдали изменения по сравнению с состоянием перед обработкой. Реакция среды не изменилась, общее содержание воднорастворимых солей до глубины 120 см в 3. и 4. году (1983) увеличилось.

Под влиянием внесения ила сточных вод увеличилось содержание в почве коллоидной фракции и повысилась емкость поглощения, что хорошо подтверждают данные по содержанию обменных катионов. Повышение содержания в песчаной почве коллоидной фракции является благоприятным, с точки зрения плодородия, процессом. Внесение ила сточных вод увеличивает содержание в почве NPK-питательных элементов и это может способствовать экономии внесения органических и минеральных удобрений. Концентрация встречающихся тяжелых металлов (Zn, Cu, Mn, Cr, и др.) не достигает токсического уровня, в развитии тополя депрессии не наблюдали.

Табл. 1. Состав ила сточных вод. (1) Тяжелые металлы (всего). (2) Минимум-максимум. (3) Среднее, мг/кг сухого вещества. (4) Металлы, питательные вещества, г/кг сухого вещества. (5) Группа вещества, мг/л. а) Общее количество сухого вещества; б) Прокаленный остаток общего сухого вещества; в) Общее количество растворимых веществ. д) Прокаленный остаток растворенных веществ. е) Взвесь. ф) Прокаленный остаток взвеси.

Табл. 2. Содержание анионов и катионов в очищенной сточной воде и в воде содержащей ил (м.экв/л). (1) Изученный показатель. а) общая щелочность; б) сумма анионов; в) сумма катионов. (2) Очищенная сточная вода. (3) Сточная вода с илом.

Табл. 3. Некоторые результаты сравнительных анализов почв опытного поля с внесением ила сточных вод под посадки тополей, проведенных в 1979—1983 г. (1) Год, обозначение горизонта и глубина взятия образцов, см. (2) Сумма солей, % (*на основании удельной электропроводности). (3) Органическое вещество (гумус), %. (4) Связность по Арань. (5) **Гигроскопичность, определенная над $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. + В знаменателе приведены данные для дна канавы.

Табл. 4. Содержание катионов в почвах опыта с тополем, обработанных илом сточных вод (1979—1983 гг.). (1) Год, обозначение горизонта и глубина взятия образцов, см. Катионы: м.экв./100 г почвы и S%. (2) Величина S, м.экв./100 г почвы.

Табл. 5. Результаты анализа грунтовых вод. 1980/1983. (1) Год, месяц. (2) Общая щелочность, м. экв/л. (3) Сумма анионов, м.экв/л. (4) Сумма катионов, м.экв/л. (5) Общее содержание солей, мг/л.

Табл. 6. Водно-физические свойства почв в посадках тополей. (1) Номер разреза и глубина взятия образцов, см. а) Дно канавы. (2) Величины рF в объемных процентах. (3) T_s , г/см³. (4) Влагоемкость. (5) Запас неподвижной влаги. (6) Запас подвижной влаги.

Табл. 7. Содержание питательных веществ в почвах под тополями в 1979 и 1983 г. (1) Глубина взятия образцов, см. (2) АЛ-растворимые P_2O_5 и K_2O , мг/100 г почвы. (3) Между рядами. (4) Со дна канавы. (5) Общей азот, мг/100 г почвы.

Табл. 8. Содержание тяжелых металлов в почвах на территориях с размещением ила сточных вод (1983). (1) Глубина взятия образцов, см. (2) Ряд. (3) Канавы.