

## Rötslam på åkermark – nya rön om påverkan på markmikrobiologin

*Gunnar Börjesson, Thomas Kätterer, Holger Kirchmann  
Inst. f. mark och miljö, SLU, Box 7014, 750 07 Uppsala*

### Bakgrund

Hantering av slam från reningsverk är en viktig funktion i samhället. Slam innehåller värdefull växtnäring och återförsel till åkermark för att sluta kretsloppet stad-land bör därför eftersträvas. Diskussioner om slammet är lämpligt att tillföras till åkermark eller ej har pågått länge p.g.a. osäkerhet om slammets kvalitet och dess inverkan på mark, gröda och livsmedelskvalitet.

Under 2008 användes slam på totalt 1605 hektar och det tillfördes cirka 180 ton fosfor (P) och 103 ton växttillgängligt kväve (N) från de elva certifierade reningsverken, som främst fanns i Mellansverige (Revaq 2008). Idag är mer än 37 reningsverk certifierade hos Revaq, vilket motsvarar över 50% av Sveriges produktion av rötslam (Revaq, 2012).

En stor del av de senaste årens diskussioner om slammets kvalitet har rört förekomsten av tungmetaller men även organiska miljöföreningar. Tungmetallernas rörlighet, växttillgänglighet och ekotoxikologi styrs av i vilken form metallerna föreligger i slammet (Pathak m fl 2009).

De organiska materialet i slam har en mycket stark förmåga att binda tungmetaller, vilket gäller speciellt för komposterat slam (Smith 2009a), men det gäller också för slam som bryts ned i marken, och efter en längre tid kommer det att ha liknande egenskaper, dvs. stabil humus. För att frigöra metaller från stabilt organiskt material krävs långvariga försurningsprocesser (Pathak m fl 2009) eller en mycket lång nedbrytningstid. Även nedbrytning av organiska miljöföreningar påverkas av halten organiskt material i marken (Smith 2009b).

I projektet avsågs enligt planen att belysa följande frågeställningar:

- 1) Kan man anta att ökad mullhalt efter rötslamstillförsel ger större mikrobiell biomassa gäller generellt?
- 2) Vilken effekt har rötslam på markmikroorganismer i andra försök som har tillförts slam i doser enligt svensk lag resp höga doser under lång tid (Slamförsöken Petersborg resp. Igelösa i Skåne) och i ett markbiologiskt övervakningsförsök (Lanna, Västergötland)?
- 3) Etablerar sig bakterier och svampar som kan följa med rötslammet långvarigt i åkermarken?
- 4) Hur har markens kolhalter förändrats?
- 5) Metallhalter i marklösningen från ett mättat extrakt analyseras för att testa om höga mullhalter faktiskt medför en minskning av metallkoncentrationerna i marklösningen
- 6) Vilken betydelse har svampar för omsättningen av slammet?



**Fig. 1.** Höstvete på Igelösa, 27 maj 2011. Rutor utan mineralkväve är ljusgröna. Foto: GB.

## **Material och metoder**

Totalt har prover från fyra olika försök med röttslamstillförel analyserats.

Jordprover hämtades från Ultunas RAM-försök och försöket R3-0130 i Lanna och från försöken i Petersborg och Igelösa i juni 2011.

Växt- och jordprover analyserades efter extraktion i 2M HNO<sub>3</sub> med ICP-MS (inductively coupled plasma-mass spectrometer; Elan 6100 ICP-MS; Perkin Elmer, Waltham MA 02451, USA) med avseende på åtta metaller (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb och Zn) i matjord och nio metaller (Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Se och Zn) i växtmaterial. Koncentrationer av total C och total N i jordprover bestämdes med en LECO CNS Analyzer (LECO Corporation, St Joseph MI 49085, USA) och pH mättes i destillerat vatten. Skrymdensitet bestämdes i jordprover från samtliga försök utom Igelösa. Analyser av jordprovernas innehåll av PLFA (fosfolipidfettsyror) och NLFA (neutrala lipidfettsyror) gjordes som beskrivits av Börjesson m.fl. (2012).

Det röttslam som använts i försöken har hämtats från närbelägna reningsverk: Kungsängsverket i Uppsala (Ultuna), Ryaverket i Göteborg (Lanna), Sjölanda i Malmö (Petersborg) och Källby i Lund (Igelösa). Alla dessa använder i princip samma metod för att binda fosfor, fällning med FeCl<sub>3</sub>. Före 1976 fälldes fosfor med AlSO<sub>4</sub> i Uppsala.

## Resultat

### *Skördar och pH-värden*

I samtliga fall har rötslammet påverkat skördenivåerna positivt. I Lanna, där stråsåd odlats varje år sedan starten har ökningen varit 6 % jämfört med kalksalpeter. I de skånska försöken har normal NPK-gödsling varit avsevärt bättre, men i kombination med rötslam har skördeökningar uppnåtts även där. I Ultunas RAM-försök har rötslammet gett 30 % högre skörd än kalksalpeter under de år som majs odlats (från 2000-2010), troligtvis beroende på en starkt ökad porvolym. Här bör det dock noteras att mängden kalksalpeter i försöken på Ultuna och i Lanna alltid har varit 80 kg N per ha och år, vilket knappast längre är optimalt för de växtsorter som används idag.

Markens pH har sjunkit i Ultunaförsökets rötslamsled från 6,5 vid starten 1956 till 4,9 år 2009, medan pH legat kvar på mellan 6,1 och 6,7 i de andra behandlingarna. På Lanna har pH också sjunkit på de ytor som gödslats med rötslam, men hittills endast från 6,6 år 1996 till 6,1 år 2010. De bägge andra platserna kalkades 1998, och år 2010 låg pH mellan 6,9 och 7,3 i Petersborg och mellan 7,4 och 7,7 i Igelösa.

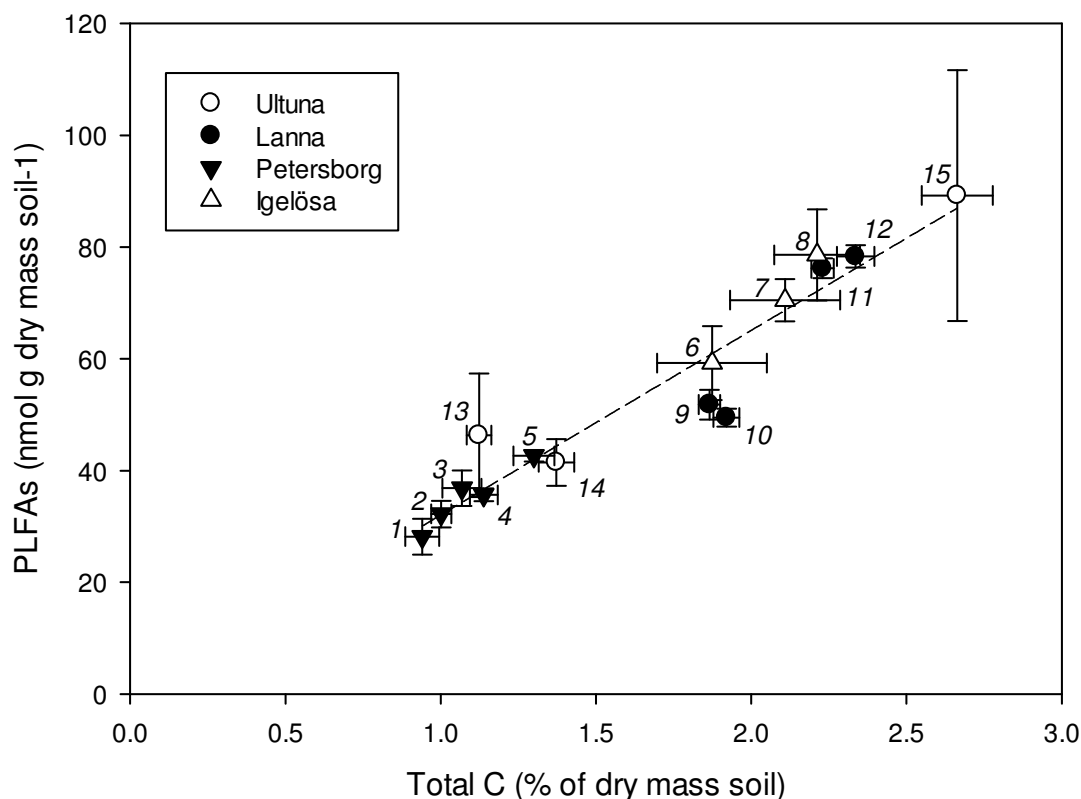
### *Metaller i jordprover*

Koncentrationerna av metaller var generellt mycket högre i jordprover från Ultuna jämfört med de andra platserna, inte bara i rötslamsledet utan också i de normalgödslade och ogödslade leden, som kan betecknas som bakgrundsprover (Tabell 1). Förhöjda halter av Cd, Ni, Pb och Zn i den rötslamsbehandlade jorden på Ultuna beror uppenbarligen på höga givror under experimentets första år. Så har t.ex. koncentrationen av Cd i rötslammet från reningsverket i Uppsala, som år 1972 uppgick till 9,1 mg kg<sup>-1</sup> år 1972, minskat kraftigt till omkring 2 mg kg<sup>-1</sup> under 80- och 90-talen, och år 2009 var den nere på 0,65 mg kg<sup>-1</sup> (Swedling 2011). Ingen ökning av tungmetallkoncentrationerna i Ultunaförsökets rötslamsled har heller kunnat observeras sedan 1970-talet, om man jämför med historiska data (Tabell 1). Ett undantag är Cu, där koncentrationerna i jordproverna har ökat stadigt, eftersom Cu-halterna i slammet har fortsatt att vara höga. Höga koncentrationer av Fe i den rötslamsbehandlade jorden på Ultuna är en effekt av FePO<sub>4</sub>, som producerats genom utfällning av P med FeCl<sub>3</sub> under reningsprocessen.

I Lanna-försöket har metallkoncentrationerna i jorden i allmänhet varit låga (Tabell 2), men Cu och Zn har ökat i alla jordar med rötslam, medan Cd- och Ni-koncentrationerna bara var signifikant högre i det försöksled där dessa metaller tillsatts som salter tillsammans med slammet (behandling G). För de andra metallerna, inklusive Pb, kunde inga signifikanta skillnader observeras.

Data från experimenten på Igelösa och Petersborg har rapporterats i detalj av Per-Göran Andersson (2012). Det kan dock nämnas att Cu-koncentrationerna också var högre på dessa platser genom slamtillförsel. Beträffande de andra metallerna fanns en trend för en liten ökning, även om den knappast var signifikant.

Rötslamsspridningen orsakade sänkta pH-värden i marken, vilket också medförde negativa korrelationer mellan pH och metallkoncentrationer, tydligast för Zn ( $r=-0.858$ ).



**Fig. 2.** Korrelation mellan total C (% av ts) och total PLFA, som medelvärden för matjordsprover från de fyra försöksplatserna. Nummer motsvarar följande behandlingar: **Petersborg:** 1 = A0 (no slam, no NPK), 2 = B0 (1 ton slam, ingen NPK), 3 = C0 (4 ton slam, ingen NPK), 4 = A2 (inget slam, normal NPK), 5 = C2 (4 ton slam, normal NPK); **Igelösa:** 6 = A0 (inget slam, ingen NPK), 7 = B0 (1 ton slam, ingen NPK), 8 = C0 (4 ton slam, ingen NPK); **Lanna:** 9 = Beväxt, ogödslat, 10 = CaNO<sub>3</sub>, 11 = Röttslam, 12 = Röttslam + metaller; **Ultuna:** 13 = = Beväxt, ogödslat, 14 = CaNO<sub>3</sub>, 15 = röttslam. Den anpassade linjen har följande ekvation: Total PLFA = 33.01 \* Total C (%) – 0.900; med r=0.958 och p<0.0001 (n=15). Felstaplar visar standardavvikelsen för varje behandling (n=4).

### Metaller i växtmaterial

Analyser av metaller i prover av majsensilage som skördats 2009 i Ultuna-försöket visade på höga halter i proverna från röttslamsledet, men bara Ni och Zn låg på signifikant högre nivåer än kontrollerna (Tabell 3). Kadmiumhalter i växtprover från både det ogödslade ledet och röttslamsledet var betydligt högre i Ultuna-försöket jämfört med de andra försöksplatserna. För att få en rimlig jämförelse mellan upptaget i majsensilage och tidigare år kan man använda resultaten av analyser gjorda i foderraps, som också skördats som grönmassa (Tabell 3). Med undantag för Cu och Zn, där upptaget var i stort sett samma, var metallkoncentrationerna märkbart lägre år 2009 jämfört med 1974.

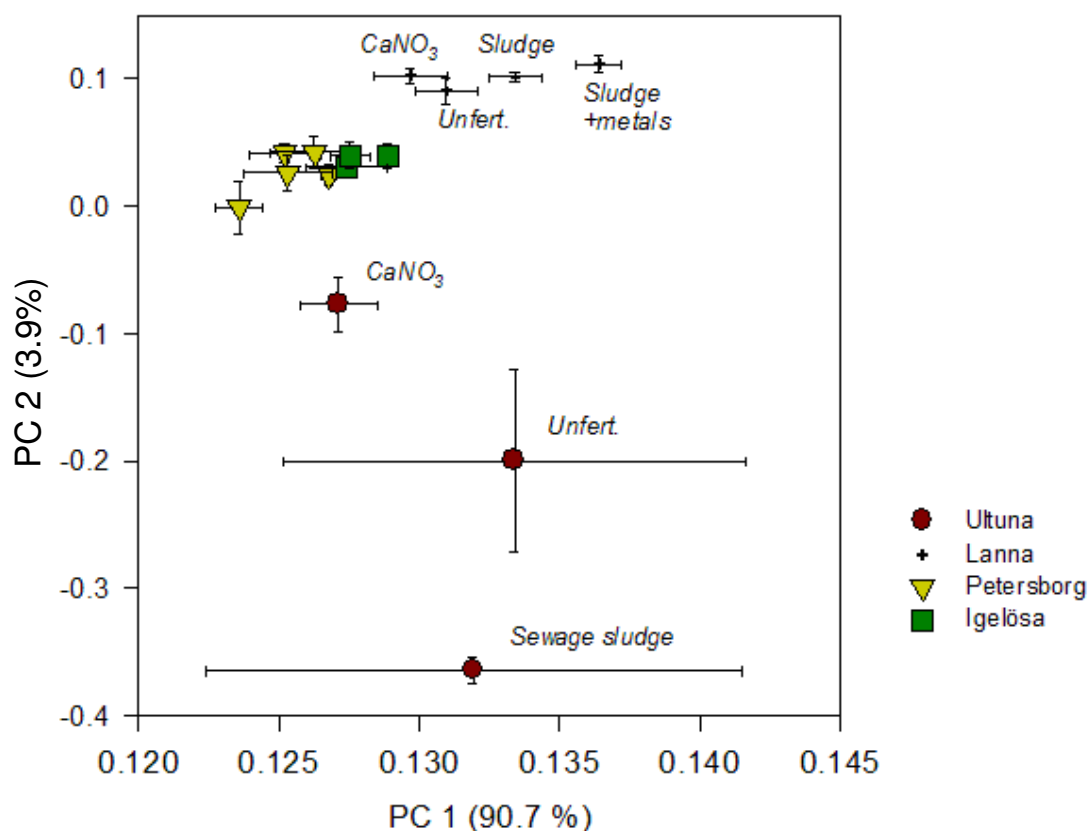
Analyser av metaller i vetekärnor från Lanna (Tabell 4) visade att det fanns signifikant mera Ni i det röttslamsled som tillförts extra Ni i saltlösning. På liknande sätt fanns förhöjda halter av Cd i de prover som kom från det försöksled där röttslam tillförts extra Cd-salt, men för Cr, Co, Cu, Pb och Zn kunde

inga signifikanta skillnader iaktas. Molybden var högre i det vete som gödslats med kalksalpeter ( $\text{CaNO}_3$ ), beroende på markens pH ( $r=0.94$ ;  $p=0.0061$ ), vilket f.ö. också kunde iaktas i fodermajsen på Ultuna.

En intressant observation är effekten av gödsling med mineralkväve på Cd-upptag i vetekärnor på Igelösa. Ackumuleringen av Cd har varit låg i marken och växternas upptag har inte påverkats av röt slamstillförseln, utan förhöjda koncentrationer har helt varit knutna till de NPK-gödslade leden.

### PLFA och NLFA

Röt slamstillförsel har gett en större mikrobiell biomassa i samtliga försök (Fig. 2). Emellertid är det inte samma grupper av organismer som har ökat i försöken, utan resultaten tyder på att variationen mellan försöksplatserna är större än mellan behandlingarna, oavsett om det är röt slam eller någon annan form av gödsel eller ingen gödsel alls (Fig. 3). Avgörande betydelse för den mikrobiella populationens sammansättning är också markens surhet, och ett lågt pH verkar vara gynnsamt för Gram-positiva bakterier, där samma effekt fås av röt slam som av andra surgörande gödselmedel, t.ex. ammoniumsulfat.



**Fig. 3.** Principalkomponenter för 25 PLFA i alla fyra experiment ( $N=60$ ). Datapunkter representerar medelvärden för varje behandling med s. e. för  $n=4$  prover.

NLFA 16:105, som betraktas som en biomarkör för arbuskulär mykorrhiza (e.g. Bååth, 2003), studerades endast i prover från Igelösa och Petersborg. Mineralgödsling med NPK hade en starkt negativ effekt på NLFA 16:105 i Petersborg, som minskade i koncentration från 3,3 till 1,3 och 0,6 nmol NLFA g ts jord<sup>-1</sup> i de fullgödslade leden, medan endast en liten men inte signifikant minskning kunde observeras på prover från rutor med den högsta slamdosen. I Igelösa kunde ingen signifikant skillnad iaktas, men här fanns en trend för en ökning av NLFA 16:105 vid den lägre dosen av rötslam, i likhet med Petersborg.

## Diskussion

Under de senaste 20 åren har emissioner av tungmetaller minskat i Europa och för de flesta metaller var depositionen under 2005 bara omkring 20 % jämfört med 1980 (Pacyna m. fl., 2009). En motsvarande minskning har ägt rum med metallkoncentrationer i rötslam från svenska reningsverk (jfr. Börjesson m.fl., 2012). I experimentet på Ultuna kan anrikningen av tungmetaller i den rötslamsbehandlade jorden härledas till gödsling som utförts före 1974. Sedan dess har slamgödslingen nästan enbart höjt innehållet av koppar i marken. Koppar från vattenledningar har i stor omfattning lösts ut i Uppsalas dricksvatten, vilket medfört anrikning av Cu i rötslammet. Det bör dock nämnas att sedan 2008 har dessa höga värden minskat radikalt genom förbättrad reningsteknik (Uppsala Vatten, 2012). En viktig slutsats beträffande rötslamsbehandlingen på Ultuna är att lägre tillskott av tungmetaller under de senaste decennierna har möjliggjort en ökning av den mikrobiella biomassan i jorden, vilket medfört en förbrukning av en stor del av markens organiska material (jfr. Börjesson m.fl., 2012).

Den slamgödslade jorden på Ultuna hade högre halter av Cd (0,73 mg Cd kg<sup>-1</sup>) än vad som för närvarande är tillåtet, beroende på tillförsel av metallrikt rötslam före 1975. På de andra försöksplatserna låg koncentrationerna under gränsvärdet 0,4 mg Cd kg<sup>-1</sup> jord, trots det faktum att Cd hade tillförts som ett lösligt salt tillsammans med slam vid åtta tillfällen på Lanna, och att stora mängder rötslam hade tillförts under 30 år i Petersborg och Igelösa. Det kan tilläggas att gränsvärdet för Cd i mjöl vid svenska kvarnar är 0,08 mg Cd kg<sup>-1</sup>, medan EU:s lagstiftning har 0,2 mg Cd kg<sup>-1</sup> som gräns. Alla prover av vetekärnor från försöksplatserna i vår undersökning hade Cd-koncentrationer som var lägre än båda dessa gränsvärden (Tabell 4). Det betyder att de också var lägre än vad Kirkham (2006) betraktat som normal Cd-koncentration i en växt, nämligen 0,1 mg Cd kg<sup>-1</sup>.

Beträffande proverna från Igelösa noterades att Cd-upptaget i växterna var positivt korrelerat med markens pH ( $r=0.39$ ,  $p=0.018$ ), vilket stöder hypotesen att Ca<sup>2+</sup> från kalksalpetern hade ersatt Cd på jordpartiklarnas aktiva ytor och gjort Cd mera växttillgängligt, vilket föreslagits av Lorenz m.fl. (1994).

Analys av den mikrobiella populationsstrukturen visade att det fanns en större skillnad mellan försöksplatserna än mellan behandlingarna. Proverna från Ultuna uppvisade också en stor inomvariation. Denna effekt var också uppenbar i principalkomponentanalysen (Fig. 3), där separationen av Ultunaproverna från de andra delvis kan bero på försöksperiodens längd, men förmodligen beror skillnaderna också på att Ultunaförsöket sköts manuellt, vilket förhindrat markpackning och därmed accentuerat större skillnader.

Några PLFA verkade vara specifika för försöksplatsen: Lanna hade t.ex. mycket låga halter av de två PLFA 18:2 och 18:109, vilket indikerar att svampar var mindre i antal här jämfört med de andra tre platserna. Några PLFA var också beroende av behandlingen, men denna effekt var inte generell, vilket har gett ytterligare bevis för att försöksplatsen, och dess kemiska och fysikaliska markegenskaper är viktigare än behandlingen för den mikrobiella populationsstrukturen.

## Slutsatser

- På alla de fyra platser som undersökts har gödning med rötslam ökat markens bördighet, mätt som organiskt material i marken (total C och N), mikrobiell biomassa och skörd.
- Långvarig användning av rötslam har lett till en sänkning av markens pH-värden.
- Koncentrationerna av några metaller, främst Cu och Zn, hade ökat signifikant i jordarna med rötslamstillförsel på alla försöksplatser.
- Uptagen av metaller i växter var låga. Undantag fanns i ett av försöken, där metallerna (Cd och Ni) hade tillförts som salter, och i det äldsta försöket (Ni och Zn), där upptag av metaller i växter kunde hänföras till höga koncentrationer av metaller i slam som använts mellan 1956 och 1974.
- De mängder av metaller som tillförts jorden med rötslam kunde inte påvisas som giftiga för mikroorganismer på någon av försöksplatserna. Tidigare observationer av lägre mikrobiell biomassa i Ultunaförsöket var inte längre detekterbara.

## REFERENSER

- Andersson, A., Nilsson K.O. 1975. Effekter på tungmetallhalterna i mark och växt vid tillförsel av rötslam som växtnäringskälla och jordförbättringsmedel). Rapporter från Avdelningen för växtnäringslära Nr 96, Lantbrukshögskolan, Uppsala. ISBN 91-7088-373-4.
- Andersson, P.-G., 2012. Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-2011. Hushållningssällskapens rapportserie 16. ISBN 91-88668-74-6.
- Börjesson, G., Menichetti, L., Kirchmann, H., Kätterer, T., 2012. Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilisation and different organic amendments. *Biology and Fertility of Soils* 48, 245–257.
- Kirkham, M.B., 2006. Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma* 137, 19-32.
- Lorenz, S.E., Hamon, R.E., McGrath, S.P., Holm, P.E., Christiansen, T.H., 1994. Applications of fertilizer cations affect cadmium and zinc concentrations in soil solutions and uptake by plants. *European Journal of Soil Science* 45, 159-165.
- Pacyna, J.M., Pacyna, E.G., Aas, W., 2009. Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium. *Atmospheric Environment* 43, 117–127.
- Pathak, A., Dastidar, M.G. & Sreerishnan, T.R. 2009. Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review. *Journal of Environmental Management* 90 (8), 2343-2353.
- Revaq 2008. REVAQ årsrapport 2008. URL: "http://www.svenskvatten.se/web/Certifieringssystem\_for\_slam.aspx". Läst 2010-09-27.
- Revaq 2012. Nyhetsbrev. URL: <http://www.svenskvatten.se/Documents/Kategorier/Avlopp%20och%20milj%c3%b6/REVAQ/R EVAQ%20Nyhetsbrev%20nr%202.pdf>.

- Smith, S.R., 2009a. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International* 35, 142-156.
- Smith, S.R., 2009b. Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Philosophical Transactions of the Royal Society A-Mathematical Physical and Engineering Sciences* 367, 4005-4041.
- Svenskt Vatten 2010. *Slamhantering*. URL: "http://www.svenskvatten.se/web/Slamhantering.aspx" 2010-09-27.
- Swedling, E.-O., 2011. Pers. komm. 2011-01-12 (Ernst-Olof.Swedling@uppsalavatten.se)
- Uppsala Vatten, 2012. Miljörapport för Kungsängsverket. URL: [http://www.uppsalavatten.se/Documents/Gemensam/Milj%C3%B6rapporter/2012\\_Miljorapport\\_Kungsängsverket.pdf](http://www.uppsalavatten.se/Documents/Gemensam/Milj%C3%B6rapporter/2012_Miljorapport_Kungsängsverket.pdf).

### **Publikationer från projektet**

- Börjesson, G., Menichetti, L., Kirchmann, H. & Kätterer, T. "Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilisation and different organic amendments." *Biology and Fertility of Soils* 48 (3):245–257 (2012). DOI: 10.1007/s00374-011-0623-8.
- Börjesson, G., Kirchmann, H. & Kätterer, T. "Four Swedish long-term field experiments with sewage sludge reveal a limited effect on soil microbes and on metal uptake by crops." *Applied Soil Ecology*, manuskript insänt 2 maj 2013.
- Kätterer T., Börjesson G., Kirchmann H. 2013. "Direct and indirect effects of repeated addition of sewage sludge on soil carbon stocks evaluated in four Swedish long-term field experiments." Ramiran 2013, 15<sup>th</sup> international conference, Versailles, France, June 3-5.

### **Övrig resultatförmedling till näringen/avvärmare**

- Föredrag vid 24th NJF congress, Uppsala, 16 juni 2011.
- Föredrag, NJF seminar 449, *Biotic soil factors and plant growth*, Uppsala, 16 mars 2012.
- Föredrag, EGU (European Geophysical Union) General Assembly 2012, Wien, 22 april 2012. (Publ. i *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 14, EGU2012-4005, 2012).
- Föredrag på seminariet "Tema: Slamspridning på åkermark" den 7 december 2012 i Lund, arrangerat av projektet *Slamspridning på åkermark*, med deltagare från bl.a. LRF, Hushållningssällskapen, Sveriges Spannmålsodlare, Svensk Raps och Lantmännen.
- Posterpresentation, 15th International Conference RAMIRAN, Versailles, Frankrike, 3-5 juni 2013 (inkl. 4 sidor extended abstract).



**Tabell 1.** Medelvärden för metallkoncentrationer (mg kg<sup>-1</sup> ts) i matjordsprover från Ultuna (± standardavvikelse) vid tidigare provtagningar och de som gjordes 2009. Helt skilda bokstäver inom rader visar signifikant skillnad (Tukey-Kramer HSD, α=0,05).

	Rötslam			Kalksalpeter 2009	Ogödslat 2009
	1968*	1974*	2009		
Al (g kg <sup>-1</sup> )	n.m.	n.m.	20,7 (0,6) <sup>a</sup>	20,2 (0,2) <sup>a</sup>	20,0 (0,39) <sup>a</sup>
Cd	0,74	0,72 (0,04)	0,73 (0,02) <sup>a</sup>	0,24 (0,02) <sup>b</sup>	0,23 (0,01) <sup>b</sup>
Co	11,6	11,6 (0,3)	<i>n.m.</i>	<i>n.m.</i>	<i>n.m.</i>
Cu	69	84 (4)	196 (4,6) <sup>a</sup>	27,8 (1,95) <sup>b</sup>	26,7 (0,57) <sup>b</sup>
Fe (g kg <sup>-1</sup> )	n.m.	n.m.	34,7 (0,7) <sup>b</sup>	27,6 (0,4) <sup>a</sup>	27,4 (0,3) <sup>a</sup>
Mn	413	420 (7)	478 (16) <sup>a</sup>	464 (6) <sup>a</sup>	457 (25) <sup>a</sup>
Ni	40,8	34,5 (0,4)	27,2 (0,92) <sup>a</sup>	22,9 (0,77) <sup>b</sup>	22,7 (0,79) <sup>b</sup>
Pb	38,5	40,4 (0,7)	41,0 (3,06) <sup>a</sup>	21,6 (0,70) <sup>b</sup>	21,3 (0,67) <sup>b</sup>
Zn	272	268 (9)	271 (9,18) <sup>a</sup>	87,6 (4,22) <sup>b</sup>	85,9 (3,00) <sup>b</sup>

\* Data från Andersson & Nilsson (1975); extraktion med 2M HNO<sub>3</sub> vid 100°C (samma som för prover från 2009)

**Tabell 2.** Medelvärden för metallkoncentrationer (mg kg<sup>-1</sup> ts) i matjordsprover från Lanna 2010 (± standardavvikelse). Helt skilda bokstäver inom rader visar signifikant skillnad (Tukey-Kramer HSD, α=0,05).

	I. Beväxt, ogödslat	B. Kalksalpeter	F. Rötslam	G. Rötslam + extra metallsalter
Al (g kg <sup>-1</sup> )	21,0 (1,8) <sup>a</sup>	21,8 (2,1) <sup>a</sup>	21,8 (1,3) <sup>a</sup>	21,7 (0,7) <sup>a</sup>
Cd	0,121 (0,009) <sup>b</sup>	0,120 (0,005) <sup>b</sup>	0,140 (0,015) <sup>b</sup>	0,287 (0,017) <sup>a</sup>
Cu	9,09 (0,88) <sup>b</sup>	8,90 (0,79) <sup>b</sup>	20,8 (1,07) <sup>a</sup>	25,0 (1,32) <sup>a</sup>
Fe (g kg <sup>-1</sup> )	25,4 (2,6) <sup>a</sup>	26,4 (2,4) <sup>a</sup>	27,7 (1,8) <sup>a</sup>	26,4 (1,0) <sup>a</sup>
Mn	518 (175) <sup>a</sup>	483 (159) <sup>a</sup>	624 (215) <sup>a</sup>	461 (120) <sup>a</sup>
Ni	10,2 (0,95) <sup>b</sup>	10,2 (0,44) <sup>b</sup>	10,4 (0,63) <sup>b</sup>	17,9 (1,09) <sup>a</sup>
Pb	13,7 (0,81) <sup>a</sup>	14,1 (0,65) <sup>a</sup>	14,4 (0,86) <sup>a</sup>	14,4 (0,45) <sup>a</sup>
Zn	63,2 (6,1) <sup>b</sup>	65,6 (6,4) <sup>b</sup>	83,1 (5,6) <sup>a</sup>	79,3 (4,4) <sup>a</sup>

**Tabell 3.** Medelvärden för metallkoncentrationer (mg kg<sup>-1</sup> ts) i majsensilage från Ultuna 2009 (± standardavvikelse, *n* = 4). Helt skilda bokstäver inom rader visar signifikant skillnad (Tukey-Kramer HSD,  $\alpha=0.05$ ). Data i kursiv stil från analys av foderraps, skördad som grönmassa på Ultuna 1974 (Andersson & Nilsson 1975)

	B. Beväxt, ogödslat	C. Kalksalpeter	O. Röt slam	<i>i foderraps 1974</i>	
Cd	0,109 (0,017) <sup>a</sup>	0,059 (0,014) <sup>b</sup>	0,130 (0,026) <sup>a</sup>	0,303	(0,020)
Co	0,032 (0,010) <sup>a</sup>	0,019 (0,009) <sup>a</sup>	0,017 (0,003) <sup>a</sup>	0,094	(0,006)
Cr	0,371 (0,414) <sup>a</sup>	0,137 (0,083) <sup>a</sup>	0,146 (0,060) <sup>a</sup>	0,62	(0,18)
Cu	3,56 (0,18) <sup>a</sup>	3,52 (0,69) <sup>a</sup>	4,11 (0,36) <sup>a</sup>	5,8	(0,2)
Mo	0,263 (0,083) <sup>a</sup>	0,392 (0,013) <sup>a</sup>	0,210 (0,012) <sup>a</sup>	<i>n.m.</i>	
Ni	0,358 (0,094) <sup>b</sup>	0,237 (0,117) <sup>b</sup>	0,606 (0,155) <sup>a</sup>	4,43	(1,16)
Pb	0,441 (0,153) <sup>a</sup>	0,366 (0,134) <sup>a</sup>	0,451 (0,314) <sup>a</sup>	1,95	(0,50)
Se	0,157 (0,065) <sup>a</sup>	0,130 (0,040) <sup>a</sup>	0,139 (0,037) <sup>a</sup>	<i>n.m.</i>	
Zn	13,2 (4,83) <sup>b</sup>	9,70 (0,78) <sup>b</sup>	91,0 (18,8) <sup>a</sup>	98,3	(19,4)

**Tabell 4.** Medelvärden för metallkoncentrationer (mg kg<sup>-1</sup> ts) i vetekärnor från Lanna 2010 (± standardavvikelse). Helt skilda bokstäver inom rader visar signifikant skillnad (Tukey-Kramer HSD,  $\alpha=0.05$ )

	I. Beväxt, ogödslat	B. Kalksalpeter	F. Röt slam	G. Röt slam + extra metallsalter
Cd	0,026 (0,003) <sup>a</sup>	0,032 (0,004) <sup>a</sup>	0,026 (0,004) <sup>a</sup>	0,059 (0,008) <sup>a</sup>
Co	0,0055 (0,0006) <sup>a</sup>	0,0023 (0,0005) <sup>a</sup>	0,0035 (0,0006) <sup>a</sup>	0,0033 (0,0010) <sup>a</sup>
Cr	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cu	3,59 (0,16) <sup>a</sup>	3,91 (0,11) <sup>a</sup>	3,97 (0,12) <sup>a</sup>	3,93 (0,13) <sup>a</sup>
Mo	0,57 (0,17) <sup>b</sup>	1,07 (0,38) <sup>a</sup>	0,30 (0,03) <sup>b</sup>	0,33 (0,02) <sup>b</sup>
Ni	0,21 (0,06) <sup>b</sup>	0,12 (0,03) <sup>b</sup>	0,24 (0,05) <sup>b</sup>	0,63 (0,11) <sup>a</sup>
Pb	0,0055 (0,0013) <sup>a</sup>	0,0090 (0,0028) <sup>a</sup>	0,0063 (0,0010) <sup>a</sup>	0,0075 (0,0072) <sup>a</sup>
Se	0,032 (0,0319) <sup>a</sup>	0,072 (0,032) <sup>a</sup>	0,024 (0,024) <sup>a</sup>	0,029 (0,039) <sup>a</sup>
Zn	26,8 (1,1) <sup>a</sup>	21,5 (1,7) <sup>a</sup>	32,6 (2,7) <sup>a</sup>	31,6 (2,3) <sup>a</sup>

n.d. = under detektionsnivån