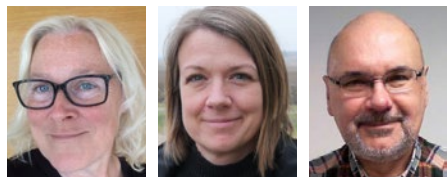


# SLAMFÖRSÖK PÅ ÅKERMARK I SKÅNE – 40 ÅRS ERFARENHETER AV SLAMSPRIDNING SEWAGE SLUDGE APPLICATION ON ARABLE LAND – 40 YEARS OF EXPERIENCES FROM FIELD STUDIES IN SCANIA, SOUTHERN SWEDEN



*Agneta Thor Leander<sup>1</sup>, agneta.thorleander@vasyd.se  
Ulrika Dyrland Martinsson<sup>2</sup> and Hans Bertil Wittgren<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> VA SYD, Hjälmmaregatan 3, 211 18 Malmö, Sweden

<sup>2</sup> Hushållningsällskapet Skåne, Borgeby slottsväg 11, 237 91 Bjärred, Sweden

## Abstract

In this article, we present experiences from 40 years of field studies in Scania, southern Sweden, of sewage sludge application on arable land. The field studies have been conducted with the same trial plan at two locations outside the cities of Malmö and Lund, respectively. The trial plan includes nine combinations of sludge application and application of mineral fertilizer. Sludge application has resulted in increased crop harvest, increased content of soil organic matter and higher concentrations of soluble phosphorus. The crop uptake of the heavy metals cadmium, chromium, lead, mercury, nickel and zinc was the same whether sludge had been applied or not, while for copper the crop uptake was marginally higher in the sludge amended trials. In the soil, there were small or no effects of sludge application for cadmium, chromium, lead, and nickel, with 0-6 % increase of concentrations at “normal” sludge application (4 tons of sludge (dry weight)/ha every 4th year). Concentrations of zinc have increased with 6-14 %, mercury with 20-28 % and copper with 41-51 %. A multitude of organic pollutants have been studied, but high dilution in the soil, often high detection limits, and difficulties to assess the relative importance of sludge application versus atmospheric deposition, makes it difficult to draw safe conclusions. Future studies ought to focus on persistent pollutants, e.g. PFAS compounds, and on surface active substances, e.g., non-nyl- and octylphenols, which are readily taken up by plants. The analyses of microplastics do not indicate that microplastics is a problem in sludge amended soils. Also, the study of antibiotic resistance showed that this is not a problem in sludge amended soils in Sweden at present.

*Key words:* sewage sludge; arable land; field studies; crop harvest; soil organic matter; plant nutrients; heavy metals; organic micropollutants; microplastics; antibiotic resistance

## Sammanfattning

I denna artikel presenterar vi 40 års erfarenheter från skånska fältförsök av slamspridning på åkermark. Försöken har bedrivits utanför Malmö och Lund, med samma försöksplan på båda lokalerna. Försöksplanen omfattar nio kombinationer av slamtillförsel och mineralgödselgivor. Slamtillförsel har resulterat i skördeökning samt gett högre mullhalt och ökade halter av växttillgängligt fosfor. Växtupptaget av tungmetallerna bly, kadmium, krom, kvicksilver, nickel och zink skiljer sig inte mellan slamgödslade och ej slamgödslade försöksled. För koppar har växtupptaget varit marginellt högre i slamgödslade led. I jorden

var effekterna av slamtillförsel inga eller små för bly, kadmium, krom och nickel, med 0-6 % haltökning vid "normal" slamgiva (4 ton slam (torrsubstans)/ha vart 4:e år). Zinkhalterna har ökat med 6-14 %, kvicksilverhalterna med 20-28 % och kopparhalterna med 41-51 %. En mångfald av oönskade organiska ämnen har studerats, men hög utspädning i jorden, ofta höga detektionsgränser och svårigheter att avgöra den relativa betydelsen av tillförsel med slam jämfört med tillförsel via atmosfärisk deposition, gör det svårt att dra säkra slutsatser. Framtida studier bör fokuseras på svårnedbrytbara ämnen, t.ex. PFAS-ämnen, samt på ämnen med ytaktiva egenskaper, t.ex. nonyl- och oktylfenoler, som växterna har god förmåga att ta upp. Analyserna av mikroplast ger inte upphov till farhågor om att mikroplast är ett problem i slamgödslad jord. Även studien av antibiotikaresistens visade att detta i dagsläget inte är ett problem i slamgödslad jord i Sverige.

## Bakgrund

Slammets vara eller inte vara på svensk åkermark är ett ständigt debattämne. Så var det redan på 1970-talet och så är det än idag. År 1981 startades fältförsök i Skåne för att utvärdera kort- och långsiktiga effekter, positiva som negativa, av spridning av kommunalt avloppsslam på åkermark (Dyrlund Martinsson 2021). I de följande avsnitten ger vi en nationell bakgrund, som sammanfattar lagstiftning, utredningar och andra viktiga aktiviteter avseende slam.

Det som från början, på 1970-talet, gjorde slamanvändning på åkermark intressant var de ökande slamvolymerna, med betydande innehåll av fosfor, som blev följden av att fällning av fosfor infördes på avloppsreningsverken. För att slam idag ska kunna spridas på åkermark behöver det uppfylla de krav på innehåll av tungmetaller som anges i förordningen om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter (SFS 1998:944). Hanteringen måste också följa Jordbruksverkets föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring (SJ-VFS 2004:62). Därtill gäller Naturvårdsverkets föreskrifter om skydd av miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket (SNFS 1994:2), med ändringar (SNFS 1998:4). Dessa föreskrifter anger högsta tillåtna metallhalter i marken, och tillåten tillförsel av metaller, för att få använda avloppsslam på åkermark. Vid sidan av denna lagstiftning tecknades 1994, mellan Naturvårdsverket, Vatten- och Avloppsverksföreningen (numera Svenskt Vatten) och Lantbrukarnas Riksförbund, den så kallade slamöverenskommelsen (Natur-

vårdsverket 1995), vilken än idag delvis följs vad gäller nonylfenol, summa PAH (polycykliska aromatiska kolväten) och summa PCB (polyklorerade bifenyler).

Ovanstående lagstiftning fokuserar på tungmetaller. Detta medan diskussioner om tillgänglig fosfor och återvinning av densamma är ett spår som pågått länge vid sidan om. År 2001 gav regeringen Naturvårdsverket i uppdrag att utreda frågorna om miljö- och hälsoskydds krav för avloppsslam och dess användning samt om återföring av fosfor. I den aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp som uppdraget resulterade i (Naturvårdsverket 2002) presenterades förslag till övergripande mål och strategi, samt ett antal förslag till konkreta åtgärder. Viktiga slutsatser var att återföring av fosfor från avlopp till åkermark och annan produktiv mark är av stor vikt. Uppdraget hade fokus på återföring av fosfor men utredningen visade även att det fanns skäl till ett bredare synsätt, med återföring av fler näringsämnen. Vid sidan av fosfor nämndes främst kalium, kväve och svavel. Utredningen menade att ett alltför ensidigt fokus på fosfor riskerade att leda till en suboptimering ur ett långsiktigt kretsloppsperspektiv. Uppdraget resulterade inte i någon ny eller skärpt lagstiftning.

År 2009 återkom regeringen, i sitt regleringsbrev, med ett uppdrag till Naturvårdsverket att genomföra en revidering av aktionsplanen (Naturvårdsverket 2002), i syfte att öka återanvändningen av fosfor. I uppdraget ingick att genomföra en konsekvensanalys av olika behandlingsmetoder för avloppsslam utifrån ett hälso- och miljöperspektiv.

Resultatet presenterades 2010 och avsågs träda i kraft i januari 2012 (Naturvårdsverket 2010). Förslaget innehöll skärpningar avseende metaller samt nya regler för hygienisk kvalitet och hygieniseringsmetoder för slam. Miljödepartementet meddelade efter det att regeringen inte skulle gå vidare med Naturvårdsverkets förslag till ny slamförordning. Vidare meddelade departementet att det hade för avsikt att återkomma till Naturvårdsverket med ett nytt regeringsuppdrag (Leander et al. 2012).

Detta nya regeringsuppdrag fick Naturvårdsverket i februari 2012 och uppdraget slutredovisades i september 2013 (Naturvårdsverket 2013). Rapporten innehöll ett omfattande författningsförslag, med ett upplägg med delmål för metaller och organiska ämnen som löpte över åren 2015, 2023 och 2030. Även krav för hygieniserande behandling fanns med i förslaget. Därtill hade en konsekvensutredning av författningsförslaget genomförts. Inte heller detta uppdrag resulterade i någon ny eller skärpt lagstiftning.

I juli 2018 beslutade regeringen, i kommittédirektiv 2018:67, att en utredning om 'Giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam' skulle genomföras (SOU 2020:3). Inriktningen var att spridning av avloppsslam bör fasas ut och ersättas av tekniker där fosfor återvinns utan att miljö- och hälsoskadliga ämnen sprids. Frågeställningar för utredningen att besvara var: Hur kan ett förbud mot att sprida avloppsslam med krav på att återvinna dess fosforinnehåll utformas? Hur ser den tekniska utvecklingen för fosforåtervinning ut och krävs det ett investeringsstöd? Hur ska fortsatta uppströmsarbete ske?

Trots uppdragets utformning och frågeställningar presenterades två förbudsalternativ. Alternativ 1 avsåg ett totalt slamstopp med mycket få undantag, vilket låg tydligast i linje med direktivet (SOU 2020:3). I förbudsalternativ 2 togs även hänsyn till andra förutsättningar, såsom möjligheter att tillämpa kretsloppsprincipen för såväl fosfor som en rad andra växtnäringssämnen och det innehåll av kol som finns i slammet. Genom återkommande kontrollstationer, med breddade och skärpta krav på kvalitet och hygienisering vid spridning av slam på produktiv åkermark, kan eventuella hälso- och

miljörisker hanteras i enlighet med försiktighetsprincipen (SOU 2020:3). I skrivande stund (maj 2023) har inte heller denna utredning resulterat i någon ny eller reviderad lagstiftning.

Förbudsalternativ 2 (SOU 2020:3) stämmer väl in på arbetet i certifieringssystemet Revaq. Projekt 'Ren växtnäring från avlopp' (ReVAQ, numera Revaq) växte fram ur en önskan att återföra näringsämnen, framförallt fosfor, från samhällets avloppssystem till åkrarna utan att äventyra jordarnas framtida bördighet och undergräva förtroendet för de produkter som odlas. Under 2001 startade ett samarbete mellan ett antal VA-verk och livsmedelsindustrin under namnet 'Öppen dörr'. Samarbetet utgick till stor del från livsmedelsindustrins slampolicy. Projektet utvecklades vidare till projekt ReVAQ. Projektet avslutades och utvärderades år 2007 (Kärrman et al. 2007), och efterföljdes av certifieringssystem Revaq år 2008 (Revaq 2023).

*Syftet med certifieringssystemet är:*

- att vara såväl en nationell som lokal drivkraft för en fortlöpande ytterligare förbättring av kvaliteten på det till avloppsreningsverken inkommande avloppsvatten och därmed på växtnäringen från slammet;
- att certifieringssystemet ska erbjuda alla aktörer en öppen och transparent information om slammets sammansättning, hur det producerats och använts;
- att växtnäring från avloppsfractioner produceras på ett ansvarsfullt sätt och att kvaliteten uppfyller fastställda krav.

Stort fokus ligger på uppströmsarbete och ständiga förbättringar. Kraven i Revaq är såväl fler, och ofta strängare, än gällande lagstiftning. Slamhanteringen på Sjölund (Malmö) och Källby (Lund) avloppsreningsverk blev certifierad enligt Revaq år 2009.

År 2021 fanns 44 Revaq-certifierade avloppsreningsverk, som stod för över hälften av den svenska slamproduktionen från kommunala reningsverk (Revaq 2022). Samma år återfördes 2000 ton fosfor (cirka 15 % av Sveriges mineralgödselimport av fosfor) och mer än 3 000 ton kväve via slam

från Revaq-certifierade reningsverk till åkermark. Utöver fosfor och kväve innehåller slammet makronäringsämnen (t.ex. kalcium, magnesium och svavel) och mikronäringsämnen (t.ex. koppar, mangan och zink). Det organiska materialet gynnar även mullhalten i åkermarken, och utgör därmed en kolsänka förutom att bidra till bördigheten.

Projektet 'Slamförsök på åkermark i Skåne' är unikt i världen, och har bidragit till kunskap om flera olika frågeställningar. Syftet med denna artikel är att ge en kondenserad sammanfattning av projektet, inklusive de specialstudier som genomförts utöver projektets basprogram. Projektet har en webbplats (<https://slamforsokenskane.se/>), där alla data från basprogrammet finns redovisade.

## Metod

### Fältförsökens utformning

Försöken har bedrivits vid Petersborg utanför Malmö, som mottar slam från Sjölunda avloppsreningsverk (ARV), och Igelösa utanför Lund, som mottar slam från Källby ARV. Lokaliseringen av försöksfälten valdes med tanke på att de skulle vara representativa för respektive trakt. Båda platserna representerar skånskt slättbygd. Försöksplatserna är båda belägna på den så kallade sydvästmoränen, vilken bland annat karakteriseras av god bördighet och ringa stenförekomst. Försöksplatserna representerar jordarna i respektive område väl.

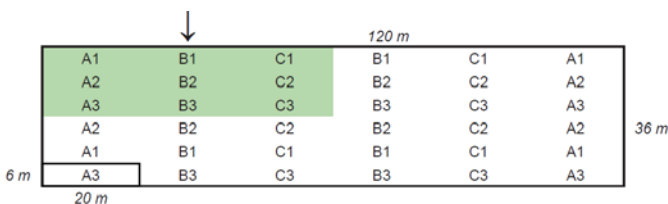
Försöksplanen är densamma på båda lokalerna och omfattar nio olika kombinationer av slamtillförsel och mineralgödselgivor med följande beteckningar (2015 utvecklade Hushållningssällskapet Skåne en programvara för att snabbare och lättare kunna utföra försöksupplägg och statistisk bearbetning vilket medförde att alla led med beteckning 0 behövde tas bort, ledet som i tidigare rapporter haft beteckning 0, har numera beteckning 1, tidigare 1 är nu 2, och tidigare 2 är nu 3):

- A. Inget slam
- B. 4 ton slam-TS (torrsubstans) per hektar vart 4:e år (1981, 1985, 1989, 1993, 1997, 2001, 2005, 2009, 2013, 2017, 2021)
- C. 12 ton TS per hektar vart 4:e år (samma år som i B)
- 1. Inget mineralgödsel
- 2. ½ N-giva och 1/1 PK-giva i förhållande till gröda
- 3. 1/1 N-giva och 1/1 PK-giva i förhållande till gröda

Kombinationen A1 betyder ingen slamtillförsel och ingen mineralgödsel och kombinationen B3 betyder 4 ton TS slam per hektar vart fjärde år och full NPK-giva. Försöket utförs som ett blockförsök med fyra block. I varje block ingår alla försöksleden och blocken kommer därför att utgöra en komplett upprepning (Figur 1).

Tillförseln i de slambehandlade leden motsvarar 1 (B-ledet) respektive 3 (C-ledet) ton TS per hektar och år. Tillförseln i B-ledet, motsvarar den av Naturvårdsverket maximalt rekommenderade givan vid försökens start 1981. Numera är detta en relativt hög giva, då en normal giva idag är ca 0,6 ton TS per hektar och år. Avsikten med C-ledet var att simulera långtidseffekter, men även att studera vad som händer när det ekologiska systemet provoceras.

Inom varje block ska försöksrutorna idealt sett placeras slumpmässigt, men som synes i Figur 1 (t.ex. pilen som pekar på B-ledet) är detta inte fallet. Orsaken är att vanliga slamspridare används, för att efterlikna lantbrukarens verkliga slamspridningsförhållande, och då går det inte att sprida i varje ruta för sig.



**Figur 1.** Fältförsök med nio olika behandlingar i fyra block, där ett block markerats (Källa: Dyrlund Martinsson 2021).

## Provtagning och analys

Fram t.o.m. 2009 provtogs och analyserades försöken ledvis, men sedan 2010 sker provtagning och analys rutvis, både vad gäller jord och gröda. Detta ger möjlighet att statistiskt bearbeta analysresultaten. Provtagning sker i 2 m\*8 m stora rutor i mitten av varje ruta. Detta för att undvika påverkan från angränsande rutor. Prover tas varje år, och grödan analyseras varje år. Jordprover analyseras sedan slamspridningen 2017 endast året efter slamspridning (2018), omedelbart före nästa slamspridning (2021) och året därefter (2022). Jordprover från år som inte analyseras torkas och fryses. Anledningen till den minskade analysfrekvensen för jord är att erfarenheten visar att halterna i jorden förändras mycket långsamt. Slam som sprids provtas och analyseras i samband med slamspridning. Utöver detta analyserar VA SYD, enligt SNFS 1994:2, månadsvis alla slampartier som lämnar avloppsreningsverken med avseende på 42 parametrar.

Slam analyseras med avseende på TS, pH, NH<sub>4</sub>-N, Tot-N, Tot-P, K, Ca, Mg, Ag, As, B, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, S, Sn och Zn.

Jord (0-25 cm, vilket ungefär motsvarar matjordsskiktet) analyseras med avseende på pH, mullhalt, Tot-N, P-AL, P-HCl, K-AL, K-HCl, Ca-AL, Mg-AL, Ag, As, B, Cd, Cr, Co, Cu-HCl, Hg, Mn, Ni, Pb, S, Sn och Zn.

Gröda (enbart de skördeprodukter som förs bort från fälten) analyseras med avseende på N, P, K, Ca, Mg, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S och Zn. Dess-

utom analyseras olika grödospecifika parametrar.

Eftersom försöket genomförs som ett regelrätt fältförsök, där yttre variationer av olika slag föreligger som inte kan vare sig påverkas eller förutses, är en statistisk analys viktig för att kunna dra slutsatser om slamsödlingsens effekt på mark och gröda. Därför används signifikansanalys, för att bestämma om det finns en verklig skillnad i medelvärdet för olika parametrar mellan olika behandlingsled.

Ytterligare detaljer om provtagningsmetodik, samt om kemiska och statistiska analyser, beskrivs närmare i den senaste rapporten från projektet (Dyrlund Martinsson 2021).

Förutom den ovan beskrivna reguljära provtagningen har, framförallt under senare år, ett antal specialstudier genomförts i fältförsöken. Resultaten från dessa studier sammanfattas, och refereras till, i nästa avsnitt. Beträffande metodik beskrivs i 'Resultat' även vissa aspekter på provtagning, såsom var och när den ägde rum och vilka försöksled som provtogs. I övrigt hänvisar vi beträffande metodik till rapporterna från respektive studie.

## Resultat

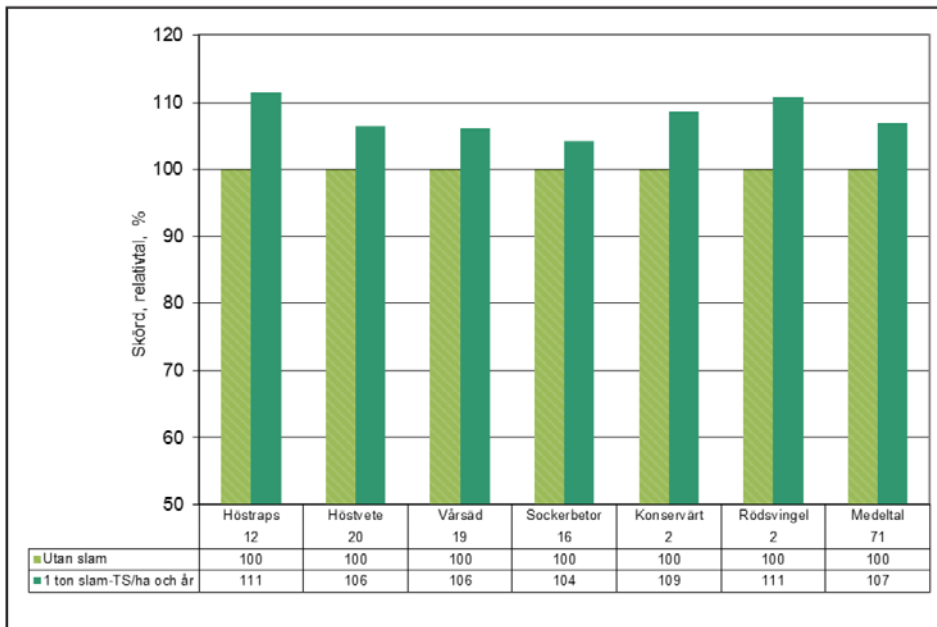
### Skörd av gröda och slammets värde

Slamtillförsel har resulterat i skördeökning för samtliga grödor. Detta framgår av Tabell 1, där skördarnas storlek uttrycks som relativt för samtliga försöksled. Skördarnas storlek utgår från led A3 som har relativtalet 100.

En jämförelse av medelvärden mellan samtliga

**Tabell 1.** Skördar uttryckta i relativt för samtliga försöksled och grödor på Petersborg och Igelösa, 1981-2018 (Källa: Dyrlund Martinsson 2021).

Antal försöks- skördar	12	20	19	16	2	2	Vägt medeltal
Gröda	Höstraps	Höstvete	Vårsäd	Sockerbetor	Konservärt	Rödsvingel	Alla
A1	47	41	48	57	82	55	49
B1	55	48	53	64	97	60	56
C1	61	63	62	71	100	88	66
A2	85	82	80	88	92	76	83
B2	93	87	85	90	97	88	88
C2	92	92	90	92	94	99	92
<b>A3</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>
B3	110	102	104	103	104	107	104
C3	111	106	106	103	102	111	106



**Figur 2.** Skördeeffekt av slam på olika grödor för försöksled på Petersborg och Igelösa, 1981-2018. 'Utan slam' = medelvärde av de försöksled som inte tillförts slam, d.v.s. A1, A2 och A3, respektive '1 ton slam-TS/ha och år' = medeltal av försöksleden B1, B2 och B3 (Källa: Dyrlund Martinsson 2021).

försöksled med den lägre "normala" slamtillförseln (B1-B3; 1 ton TS per hektar och år) och försöksled utan tillförsel av slam (A1-A3) visar en genomsnittlig skördeökning på 7 % (Figur 2).

För att kunna göra en ekonomisk värdering av slammet, sett ur lantbrukarens synvinkel, har slammetts skördehöjande effekt uttryckt i kronor per hektar beräknats. För denna jämförelse har Lantmännens poolpriser för september 2018 använts

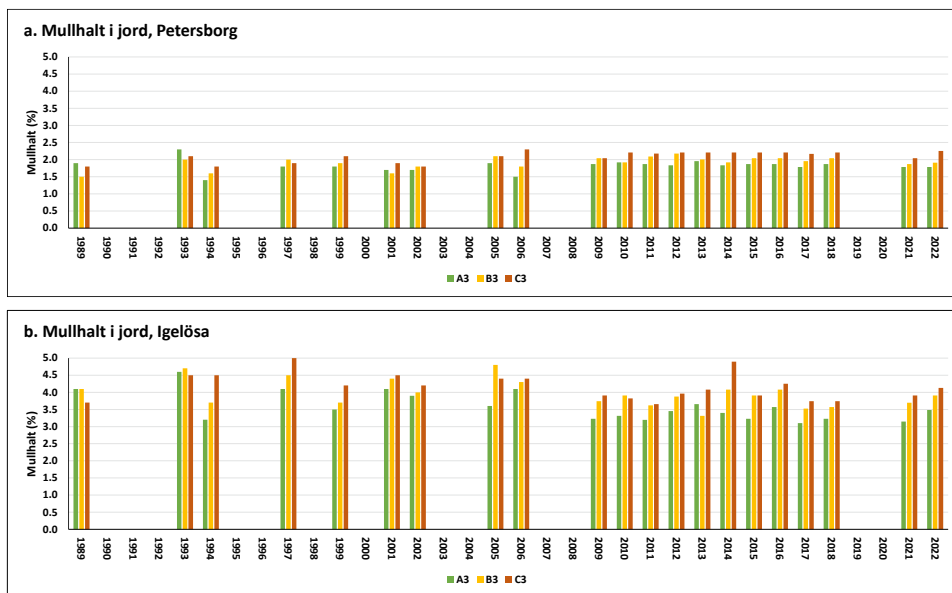
(Dyrlund Martinsson 2021), samtidigt som det ska noteras att priserna varierar kraftigt såväl för en specifik gröda som mellan år.

Slammets effekt på skördeökningens värde är minst vid full tillförsel av mineralgödsel (B3-A3 i Tabell 2). Detta är förväntat, eftersom kvävetillförseln är mest avgörande för skördens storlek, och slammet innehåller relativt lite kväve.

#### Markens innehåll av organiskt material

**Tabell 2.** Skördeökningens värde till följd av slamtillförsel för de olika grödorna vid jämförelse av olika försöksled och med 2018 års prismet (Källa: Dyrlund Martinsson 2021).

	Antal försöksskördar	Jämförda försöksled		
		Skördedifferens, kr/ha		
		B1-A1	B3-A3	Medeltal led B-A
Höstraps	12	980	1308	1110
Höstvet	20	1161	283	784
Vårsäd	19	684	458	590
Sockerbetor	16	1114	443	599
Konservärt	2	1242	369	678
Rödsvingelfrö	2	495	585	735
Vägt medeltal	71	976	550	741



**Figur 3.** Multhaltens utveckling (0-25 cm) i leden som tillförts full handelsgödselgiva men olika slamgivor på a. Petersborg och b. Igelösa.

Slammets innehåll av organiskt material är den viktigaste anledning till att lantbrukare på, framförallt, växtodlingsgårdar utan djur är intresserade av slam för att vidmakthålla eller öka multhalten i jorden.

Analys av multhalten gjordes första gången 1989, och därefter sju (Petersborg) eller åtta (Igelösa) gånger t.o.m. 2006 (Dyrlund Martinsson 2021). Sedan 2009 har multhalten analyserats varje år t.o.m. 2018, men därefter endast före slamspridning (2021) och året efter slamspridning (2022). Figur 3 visar resultaten för leden som tillförts full handelsgödselgiva men olika slamgivor (A3, B3 och C3) på Petersborg respektive Igelösa.

Även om förändringarna generellt sett varit små, så är det tydligt att slamtillförsel resulterat i högre multhalt på både Petersborg och Igelösa. Under perioden 2009-2022 var medelvärdet för multhalten på Petersborg i B3 8 % högre, och i C3 17 % högre, jämfört med A3. På Igelösa var motsvarande värden 13 % respektive 20 %. Att skillnaderna i multhalt mellan försöksleden är signifikanta konstaterades av Börjesson & Kätterer (2018), som studerade organiskt kol, som är direkt proportion-

ellt mot multhalt.

Den ökande multhalten i jorden bidrar till en förbättrad fysisk markstruktur och bättre tillväxt. Kan detta vara av speciell betydelse under torra år, då jord med högre multhalt skulle kunna hålla kvar mer vatten? Denna hypotes undersöktes i en studie av Börjesson (2021).

Långa tidsserier med skördedata från de två fältförsöken analyserades tillsammans med meteorologiska data om nederbörd och temperatur. De klimatmodeller som användes gav inga entydiga resultat när det gäller att förklara om ökad multhalt genom slamtillförsel kan gynna växter under torrperioder. Däremot fanns det tendenser till högre skörd vid högre vattentillgång i de slambehandlade leden när det gäller vårsådda grödor i Igelösa.

En ytterligare hypotes var att det sker en betydande kolinlagring i marken tack vare slamtillförseln, vilket bidrar till att mängden växthusgaser i atmosfären minskar (Börjesson 2021). Jordanalyser av kol gjordes på prover från Petersborg och Igelösa. Dessa visade att tillförsel av slam gav en betydande kolinlagring. Ner till 40 cm djup hade i genomsnitt 18 % av slammets lagrats in som kol

**Tabell 3.** Växtnäring, kg/ton TS slam, i slam som spridits på a. Petersborg och b. Igelösa. (Källa: Dyrlund Martinsson 2021).

a. Petersborg				b. Igelösa			
År	NH <sub>4</sub> -N	Tot N	Tot P	År	NH <sub>4</sub> -N	Tot N	Tot P
1981	5	-	35	1981	3,7	-	33
1985	9	-	32	1985	1,3	-	49
1989	24	33	30	1989	3,3	24	43
1993	10	34	27	1993	4,5	27	38
1997	10	41	35	1997	13	55	45
2001	14	48	30	2001*	13	40	41
2005	13	31	35	2005	16	41	57
2009	17	31	36	2009	21	36	27
2013	11	38	43	2013	16	39	36
2017	12	30	28	2017	16	48	40

\* Analysresultat från slampartiet på Källby avloppsreningsverk.

i marken på Petersborg, medan motsvarande siffror var 35 % för Igelösa. Den lägre kolinlagringen på Petersborg kan förklaras av den lägre lerhalten i jorden (14 % jämfört med Igelösas 26 %).

### Växtnäring i slam och mark

Innehållet av kväve och fosfor i slam som spridits på Petersborg och Igelösa visas i Tabell 3. Med undantag för år 2001 på Igelösa avses de slampartier som faktiskt spreds.

På både Petersborg och Igelösa har slamtillförsel tydligt ökat halten av lättlösligt, d.v.s. växttillgängligt, fosfor (P-AL) i matjordsskiktet (0-25 cm). Inledningsvis ökade skillnaden mellan försöksleden, men under perioden 2006-2018 var skillnaden relativt stabil (Dyrlund Martinsson 2021). I försöksleden som inte mottagit slam (A1, A2 och A3) har under hela perioden 1981-2018 medelhalten P-AL varit tämligen konstant, ca 10 mg/100 g TS jord. I leden som mottagit 1 ton TS slam per ha och år (B1, B2 och B3) har medelhalten, under perioden 2006-2018, varit 15-20 mg/100 g TS jord på Petersborg och 20-25 mg/100 g TS jord på Igelösa,

med undantag för 2015 på Petersborg och 2014 och 2015 på Igelösa. Dessa år var medelhalterna något högre.

I leden som mottagit 1 ton TS slam per ha och år (B1, B2 och B3) motsvarar kväveinnehållet enligt Tabell 3 en genomsnittlig kvävegiva av ca 40 kg per ha och år. Men i själva verket är det en fyra gånger högre giva vart fjärde år. Dessutom är kvävet i betydande omfattning organiskt bundet, och därmed inte omedelbart växttillgängligt. Börjesson & Kätterer (2018) beräknade att effektiviteten av kväve (upptag i gröda) tillfört med slam var 12-21 % i försöksleden B1, B2 och B3, medan effektiviteten av enbart mineralgödsel (försöksleden A2 och A3) var 36-50

### Tungmetaller i slam, mark och gröda

Halterna av tungmetaller i slammet som tillförts Petersborg och Igelösa har generellt blivit lägre över tid (Tabell 4). Detta stämmer väl överens med reningsverkens egna analyser av årssamlingsprover (Dyrlund Martinsson 2021). Framförallt sjönk tungmetallinnehållet under 80- och 90-talen då



användandet av tungmetaller minskade i olika typer av verksamheter. Kopparhalterna sjönk dock först runt millennieskiftet. Den klart dominerande källan till koppar är tappvattensystemen inne i fastigheterna. Ett mjukare vatten korroderar kopparrören i betydligt mindre utsträckning. Minskningen av kopparhalten i slammet beror på att kvaliteten på dricksvattnet förändrats kraftigt genom byte till vattentäkten Bolmen med ett mjuka-

re vatten (Källby i Lund) samt genom avhårdning av råvatten från Vombsjön (Sjölunda i Malmö). I båda fallen skedde detta under 1999 (Kenneth M. Persson, Sydsvatten, personlig kommunikation, 2023-02-06), vilket stämmer väl med kopparhaltens drastiska minskning i slam mellan 1997 och 2001 (Tabell 4).

Analyserna av kadmium i jord visar på små skillnader mellan de olika försöksleden (Figur 4).

**Tabell 4.** Tungmetallinnehåll i slam från a. Sjölunda ARV som tillförts Petersborg, och b. Källby ARV som tillförts Igelösa. (Källa: Dyrlund Martinsson 2021).

#### a. Petersborg

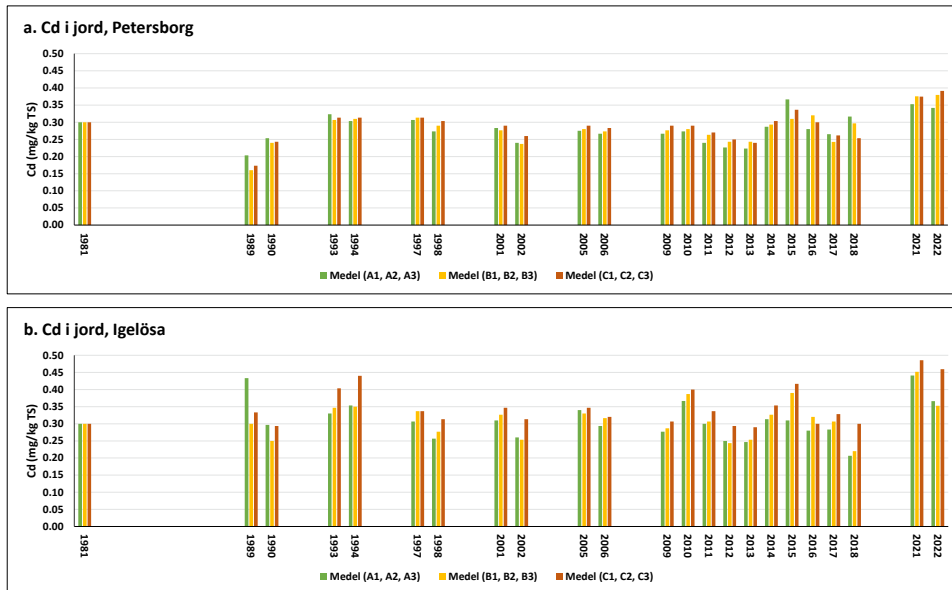
År	mg/kg TS						
	Bly Pb	Kadmium Cd	Koppar Cu	Krom Cr	Kvicksilver Hg	Nickel Ni	Zink Zn
1981	180	3,5	1 100	135	4,5	25	1 000
1985	103	2,8	1 028	406	2,4	25	747
1989	120	2,2	1 300	49	3,7	25	810
1993	75	1,7	1 550	38	2,4	30	655
1997	82	3,1	2 000	29	2,0	26	840
2001	53	1,7	610	32	1,4	19	630
2005	49	0,53	660	31	0,61	25	620
2009	30	1,4	590	29	0,84	18	800
2013	17	0,89	360	28	0,98	16	680
2017	28	0,70	433	31	0,57	16	633

#### b. Igelösa

År	mg/kg TS						
	Bly Pb	Kadmium Cd	Koppar Cu	Krom Cr	Kvicksilver Hg	Nickel Ni	Zink Zn
1981	162	3,0	1 333	137	6,9	111	1 037
1985	85	1,3	651	207	4,0	19	595
1989	59	1,7	1 300	46	5,2	17	1 100
1993	59	1,9	1 250	28	3,8	13	705
1997	64	1,9	1 700	28	3,4	17	780
2001*	39	1,1	350	18	1,6	13	520
2005	51	0,65	360	17	0,60	13	580
2009	16	0,59	360	10	0,33	8,9	480
2013	16	0,74	590	36	0,83	17	680
2017	16	0,69**	332	19	0,76	15	680

\* Analysresultat från slampartiet på Källby avloppsreningsverk.

\*\* Analysresultat från VA SYDs ackrediterade laboratorium.



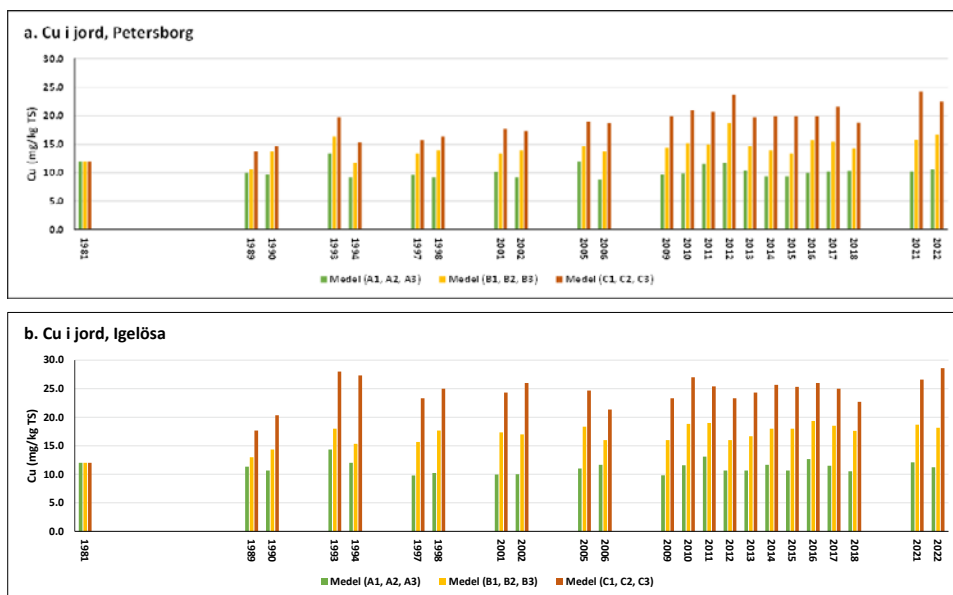
Figur 4. Kadmiumhalter (Cd) i jord på a. Petersborg, och b. Igelösa.

Vid jämförelse av medelhalter är skillnaden mellan B- och A-led 1-2 % över hela perioden 1981-2022, och mellan C-och A-led 3-13 % (Tabell 5). Kadmium är tillsammans med bly, krom och nickel de tungmetaller som visat minst haltökningar i jord

till följd av slamtillförsel (Tabell 5). Koppar är den tungmetall vars halter ökat mest till följd av slam-spridning (Figur 5). Även kvicksilverhalterna har ökat markant, medan zinkhalterna har en ”mellan-ställning” (Tabell 5).

Tabell 5. Medelhalter av tungmetaller i jord (mg/kg TS) under de tre perioderna 1981-2006, 2009-2022, samt hela perioden 1981-2022, på a. Petersborg, och b. Igelösa. Även differenserna (%) mellan B-led och A-led, respektive mellan C-led och A-led, redovisas.

	Pb			Cd			Cu			Cr			Hg			Ni			Zn		
	1981-2006	2009-2022	1981-2022	1981-2006	2009-2022	1981-2022	1981-2006	2009-2022	1981-2022	1981-2006	2009-2022	1981-2022	1981-2006	2009-2022	1981-2022	1981-2006	2009-2022	1981-2022	1981-2006	2009-2022	1981-2022
<b>a. Petersborg</b>																					
Medel (A1, A2, A3)	16	15	15	0,28	0,29	0,28	10	10	10	13	14	14	0,049	0,042	0,045	8,2	8,7	8,5	44	43	43
Medel (B1, B2, B3)	16	15	15	0,27	0,29	0,28	13	15	14	13	14	14	0,054	0,054	0,054	8,2	9,0	8,6	44	47	46
Diff. B-A	1%	3%	2%	-1%	2%	1%	31%	49%	41%	-1%	3%	1%	10%	31%	20%	0%	3%	2%	2%	10%	6%
Medel (C1, C2, C3)	16	16	16	0,28	0,30	0,29	17	21	19	13	14	14	0,064	0,066	0,064	8,2	9,0	8,6	45	51	48
Diff. C-A	1%	10%	5%	2%	4%	3%	62%	105%	83%	-2%	2%	0%	31%	59%	44%	-1%	3%	1%	3%	20%	11%
<b>b. Igelösa</b>																					
Medel (A1, A2, A3)	19	18	18	0,31	0,30	0,31	11	11	11	22	23	23	0,050	0,064	0,056	13	13	13	54	52	53
Medel (B1, B2, B3)	20	19	19	0,31	0,32	0,31	16	18	17	23	24	23	0,069	0,075	0,072	13	13	13	61	60	61
Diff. B-A	6%	6%	6%	-1%	6%	2%	42%	58%	51%	3%	2%	3%	39%	17%	28%	0%	0%	0%	12%	16%	14%
Medel (C1, C2, C3)	21	19	20	0,34	0,36	0,35	23	25	24	23	24	24	0,098	0,099	0,098	13	14	13	66	68	67
Diff. C-A	9%	9%	9%	9%	17%	13%	104%	123%	114%	6%	5%	5%	98%	56%	76%	3%	3%	3%	21%	31%	26%



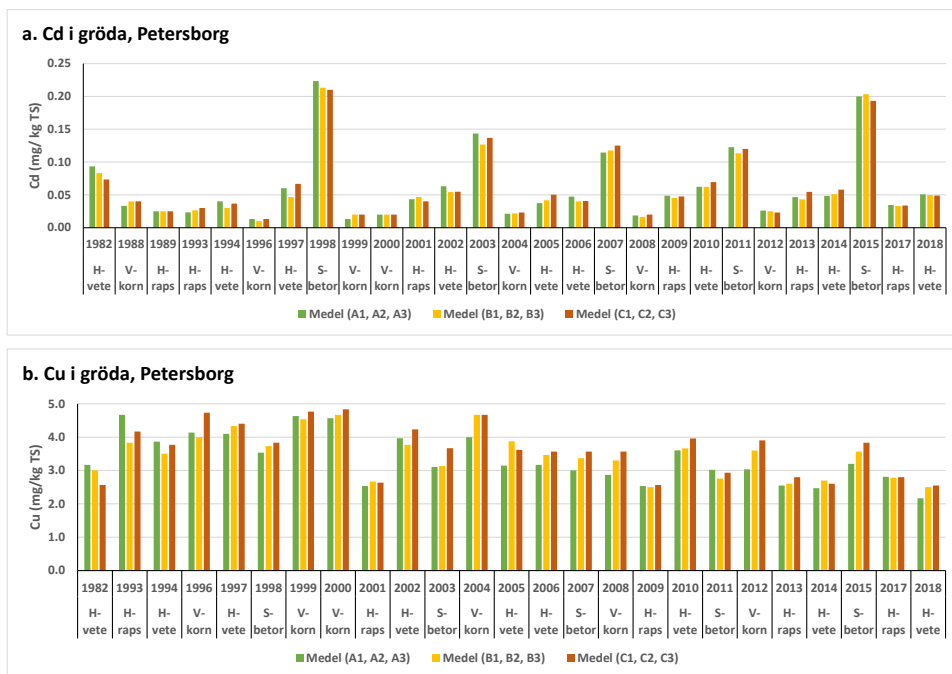
Figur 5. Kopparhalter (Cu) i jord på a. Petersborg, och b. Igelösa.

Halterna av kadmium i gröda är oberoende av om slam har tillförts (leden B och C) eller inte (led A), vilket exemplifieras med Petersborg i Figur 6a. Medelhalterna i alla tre leden, över alla åren, var 0,06 mg/kg TS. På Igelösa var medelhalterna 0,08 mg/kg TS i leden A och B, och 0,09 mg/kg TS i led C. Det framgår vidare ur Figur 6a att halterna är väsentligt högre i sockerbetor, oavsett om slam tillförts eller ej. Det är väl känt att rotfrukter tar upp förhållandevis mycket kadmium.

För koppar framgår av Figur 6b att halterna generellt tenderar att vara något högre i de slamgödslade leden på Petersborg. Medelhalterna över alla åren var 3,4 (A-leden), 3,5 (B-leden), och 3,6 mg/

kg TS (C-leden). Motsvarande för Igelösa var 4,3 (A-leden), 4,3 (B-leden), och 4,5 mg/kg TS (C-leden).

För övriga metaller (bly, krom, kvicksilver, nickel och zink) finns ingen tendens till skillnader mellan ej slamgödslade och slamgödslade led. Endast bly har analyserats lika många år som kadmium och koppar, medan analys av övriga påbörjades 2006. Kviksilverhalterna har vid samtliga analyser varit under detektionsgränsen (< 0,02 mg/kg TS). Blyhalterna har sedan 2008 mestadels varit under detektionsgränsen (< 0,02 eller < 0,04 mg/kg TS), och detsamma gäller för krom sedan 2013 (< 0,05 mg/kg TS).



Figur 6. a. Kadmium- (Cd) och b. kopparhalter (Cu) i gröda på Petersborg. Endast år då tungmetallhalter analyserats visas i diagrammet.

### Oönskade organiska ämnen

Oönskade organiska ämnen i slam, mark och gröda har genom åren studerats i ett antal olika studier, med olika urval av ämnen. Den senaste pågående (2023) och har fokus på PFAS (per- och polyfluorerade alkylsubstanser) (Svenskt Vatten 2021).

Under åren 1989-1997 analyserades 71 ämnen från en lista med s.k. ”Priority Pollutants” (PP-listan), i slam, mark och gröda. Listan kommer ursprungligen från USA, men anpassades av SI-Senter (Norge) till en lista med ämnen relevanta för Norden. PP-listan innehåller ämnen som är valda för att de är toxiska, svårnedbrytbara och/eller bioackumulerbara. Dessutom finns de och används, eller har använts, i samhället. Utöver ämnena i PP-listan analyserades även ett antal andra ämnen, PCB och dioxiner, samt samlingsparametern EOCl (extraherbart organiskt klor). Vidare analyserades bekämpningsmedel i slam, samt AOX (adsorberbara organiska halogener) och EOX (den

extraherbara delen av organiska halogener) i jord. Inget av de 107 analyserade bekämpningsmedlen återfanns i slam, vare sig 1989 eller 1993, varför inga analyser av jord eller gröda gjordes (Andersson & Nilsson 1999). Analyserna av AOX och EOX i jord gav inte tillförlitliga resultat (Andersson & Nilsson 1999).

Av de 71 ämnena i PP-listan identifierades 34 st. i ett eller flera av proverna. Dessa redovisas i Tabell 6, där det framgår vilka som kunde kvantifieras, respektive vilka som endast kunde identifieras. En fullständig lista över alla 71 analyserade ämnen har redovisats av Hörsing (2018).

Tabell 6 är kronologisk från vänster till höger, vilket t.ex. betyder att J90 och G90 är prover tagna ett år efter slamtillförsel 1989 (S89), medan J93 och G93 är prover tagna fyra år efter denna slamtillförsel och omedelbart före nästa (S93). Någon analys av mark och gröda gjordes inte efter slamtillförsel 1997 (S97).

**Tabell 6. Önskade organiska ämnen i slam, mark och gröda 1989-1997 från a. Sjölunda ARV/Petersborg, A1 och B1, samt b. Källby ARV/Igelösa, A1 och B1. (Källa: Andersson & Nilsson 1999). S=slam, J=jord och G=gröda.**

**a. Sjölunda ARV/Petersborg (mg/kg TS)**

	S89	J90-A1	J90-B1	J93-A1	J93-B1	G93-A1	G93-B1	S93	J94-A1	J94-B1	G94-A1	G94-B1	S97
Gröda						höstraps						höstvet	
<b>Sammanfattning</b>													
Kvantifierade (siffror)	4	3	1	2	1	7	5	12	4	1	6	8	7
Endast identifierade (*)	0	0	0	1	1	1	2	4	7	6	1	0	15
Ej identifierade (blank)	67	68	70	68	69	63	64	55	60	64	64	63	49
Summa	71	71	71	71	71	71	71	71	71	71	71	71	71
<b>Substans</b>													
<u>Mono- &amp; bicykliska aromater</u>													
Bensen						1,3	*	3,0			0,2	0,2	6,0
Toluen						3,7	2,9	4,5	0,1		0,4	0,4	3,0
Etylbensen						0,5	0,3	*	*		0,2	0,1	*
m-/p-Xylen						2,0	1,6	2,0	0,3		0,5	0,5	15
o-Xylen						0,7	0,5	*	0,2		0,1	0,1	*
Styren													
Naftalen				*	*	0,26	*	0,60	*		*		*
2-Metylnaftalen								*	*				*
1-Metylnaftalen								*	*				*
2,3-Metylnaftalen													*
Bifenyl													*
<u>Polycykliska aromater</u>													
Dibensofuran													*
Fenantren								1,2	*	*			*
Pyren								0,8	*	*			*
Flouranten								1,0	*	*			*
Benso(b)fluoren													*
Benso(a)antracen										*			*
Krysen/Trifenylen										*			*
Benso(e)pyren													*
Benso(b/j/k)fluoranten													
<u>Klorerade aromater</u>													
Klorbensen													
1,4-Diklorbensen													
1,2,4-Triklorbensen													
<u>Fenoler</u>													
Fenol	8,3	*						50					140
m-/p-Kresol	33							180					10
p-Nonylfenol	376							25					185
<u>Pesticider</u>													
4,4'-DDE		*											
4,4'-DDT													
<u>Ftalater</u>													
Dietylfталat (DEP)				1,9									
Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)	161							125		*		0,5	160
<u>Fosfatestrar</u>													
Trifenylfosfat		*	*										
<u>Halogenerade alifater</u>													
Kloroform				0,14	0,10	0,90	0,80	0,11			0,10	0,13	
Trikloret													
Tetrakloreten									0,02	0,02		0,05	

**b. Källby ARV/Igelösa (mg/kg TS)**

Gröda	S89	J90-A1	J90-B1	J93-A1	J93-B1	G93-A1	G93-B1	S93	J94-A1	J94-B1	G94-A1	G94-B1	S97
	vårvete										konservärtor		
<b>Sammanfattning</b>													
Kvantifierade (siffror)	13	0	0	1	6	7	7	3	6	7	8	5	8
Endast identifierade (*)	7	5	8	5	8	2	2	6	9	7	1	1	13
Ej identifierade (blank)	51	66	63	65	57	62	62	62	56	57	62	65	50
Summa	71	71	71	71	71	71	71	71	71	71	71	71	71
<b>Substans</b>													
<u>Mono- &amp; bicykliska aromater</u>													
Bensen					*	1,2	1,1	*		0,9	1,1	1,3	7,0
Toluen				*	1,0	4,3	4,0	1,5	0,1	1,0	0,5	0,4	4,0
Etylbensen				*	0,4	0,9	0,8		0,1	0,3	0,3	0,3	*
m-/p-Xylen	16			*	2,0	3,7	3,1		0,3	1,0	1,5	1,5	8,0
o-Xylen				*	0,8	1,5	1,2		0,1	0,3	0,7	0,7	*
Styren	*												
Naftalen	*			*	0,23	0,37	0,29		*	*	0,20	*	*
2-Metylnaftalen	*				*	*	*		*				*
1-Metylnaftalen	*				*	*	*		*				*
2,3-Metylnaftalen													*
Bifenyl											*		*
<u>Polycykliska aromater</u>													
Dibensofuran													*
Fenantren	3,8				*			*	*	*			1,0
Pyren	3,5				*			*	*	*			*
Flouranten	4,3				*			*	*	*			*
Benso(b)fluoren	1,5												*
Benso(a)antracen	1,9		*						*	*			*
Krysen/Trifenylen	1,3		*						*	*			*
Benso(e)pyren			*										
Benso(b/j/k)fluoranten									*	*			
<u>Klorerade aromater</u>													
Klorbensen		*	*										
1,4-Diklorbensen	*												
1,2,4-Triklorbensen	*	*	*										
<u>Fenoler</u>													
Fenol	74	*	*					*					105
m-/p-Kresol	96	*						*					235
p-Nonylfenol	1284							17					40
<u>Pesticider</u>													
4,4'-DDE			*		*								
4,4'-DDT					*								
<u>Ftalater</u>													
Dietylftalat (DEP)	*												
Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)	313												70
<u>Fosfatestrar</u>													
Trifenylfosfat		*	*										
<u>Halogenerade alifater</u>													
Kloroform				4,0	0,35	3,2	4,0	3,4	0,01	0,008	0,01		
Trikloretan	0,025												
Tetrakloretan	0,038								0,25	0,04	0,03		

I Tabell 6 finns en viss samstämmighet i att ämnen som tillförts med slam också återfinns i mark och gröda, men ämnena förekommer då oftast i både försöksled utan (A1) och med slamtillförsel (B1). Den mest troliga slutsatsen är därför att de uppmätta föroreningarna kommer från atmosfärisk deposition och inte från slamtillförsel (Hörning 2018).

Analyser av PCB i gröda visade på halter under detektionsgränsen, som vid 1994 års analys var 0,002 mg/kg TS (Tabell 7a). EOC1 varierade kraftigt mellan olika grödor, men var både 1993 och 1994 lägre i försöksled B1 än i A1 (Tabell 7b).

Dioxinhalter kan redovisas på tre olika sätt (Eadon, Nordisk och I-TEF), där skillnaden är hur man viktat ingående komponenter. ”Nordisk” är

**Tabell 7. a. PCB, b. EOCl (extraherbart organiskt klor), och c. dioxiner (Nordisk) i slam, mark och gröda 1989-1997 från Sjölunda ARV/Petersborg, A1 och B1, samt Källby ARV/Igelösa, A1 och B1. (Källor: Andersson & Nilsson 1999; Hörsing 2018). S=slam, J=jord och G=gröda. e.d. = ej detekterat. e.a. = ej analyserat. Avseende vilka grödor som odlades, se Tabell 6.**

**a. S:a PCB (mg/kg TS)**

	S89	J90-A1	J90-B1	J93-A1	J93-B1	G93-A1	G93-B1	S93	J94-A1	J94-B1	G94-A1	G94-B1	S97
<b>Försöksområde</b>													
Sjölunda ARV/Petersborg	0,3	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	< 0,2	< 0,2	0,2	0,002	0,006	< 0,002	< 0,002	0,3
Källby ARV/Igelösa	0,9	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,2	0,003	0,003	< 0,002	< 0,002	0,4

**b. EOCl (mg/kg TS)**

	S89	J90-A1	J90-B1	J93-A1	J93-B1	G93-A1	G93-B1	S93	J94-A1	J94-B1	G94-A1	G94-B1	S97
<b>Försöksområde</b>													
Sjölunda ARV/Petersborg	68	< 0,5	< 0,5	1,6	1,6	59	51	75	0,34	0,58	0,91	0,79	26
Källby ARV/Igelösa	63	< 0,5	< 0,5	3,4	2,2	19	13	57	0,47	2,4	2,5	2,0	35

**c. Dioxiner (ng/kg TS)**

	S89	J90-A1	J90-B1	J93-A1	J93-B1	G93-A1	G93-B1	S93	J94-A1	J94-B1	G94-A1	G94-B1	S97
<b>Försöksområde</b>													
Sjölunda ARV/Petersborg	35	e.a.	e.a.	e.a.	0,50	0,10	0,22	12	0,60	0,89	0,021	0,010	22
Källby ARV/Igelösa	50	e.a.	e.a.	e.a.	0,67	e.a.	e.a.	14	1,1	1,1	0,053	0,13	15

det vanligaste, och är det som redovisas i Tabell 7c. När studierna genomfördes, på 1990-talet, brukade man ange att halterna i svenskt slam låg i intervallet 5-150 ng/kg TS (Andersson & Nilsson 1999). Halterna i slam från Sjölunda och Källby ARV var därmed ganska låga.

Vid tiden för analyserna angavs detektionsgränsen för dioxin till 0,2 ng/kg TS, men man begärde och fick extra låga halter rapporterade, för att om möjligt kunna se skillnader. Samtidigt inrebar det naturligtvis att osäkerheten blev större.

I samband med en slamspridning vart fjärde år erhåller B-ledet 4 ton TS slam. Då slammet myllas ner till ca 30 cm djup innebär det en utspädningsfaktor på ca 1:1000. Detta gjorde att dioxinexperterna vid Umeå universitet, som genomförde analyserna, antog att den huvudsakliga källan till dioxin inte var slam, utan atmosfärisk deposition (Andersson & Nilsson 1999; Hörsing 2018).

En förnyad studie av oönskade organiska ämnen genomfördes på Petersborg 2011, då sockerbeter odlades och analyser gjordes av jord, sockerbeter och blast (Hörsing et al. 2014). De ämnen som skulle analyseras valdes systematiskt ut genom att tillämpa CHIAT-metoden (Chemical Hazard Identification and Assessment Tool), som beskrivits utförligt av Ledin et al. (2005). Utgångspunkt för valet av

ämnen var att ta reda på vilka som har uppmätts i slam, vilket vid studiens genomförande var 642 stycken. Efter genomgång enligt CHIAT-metoden återstod ca 300 ämnen. Projektets referensgrupp, tillsammans med projektdeltagarna, enades om ett fåtal miljögifter att analysera: 4-nonylfenol, 4-oktylfenol, bisfenol-A, 16 PAH:er, sju PCB:er, de fluorerade PFAS-ämnena PFOS och PFOA, samt triklosan. Grunderna för valet beskrevs av Hörsing et al. (2014).

Analyserna visade att halterna i jord var under detektionsgränserna för samtliga ämnen i alla provtagna led, vilka var A1, A3, B1, B3, C1 och C3. I sockerbeter var halterna av 4-tert-oktylfenol och 4-nonylfenoler över detektionsgränsen i led C3, medan inga andra ämnen förekom i halter över detektionsgränsen i något led. Summan av PAH återfanns i blasten i alla led, och även tre individuella PAH återfanns i alla led. Detta tyder på att atmosfärisk deposition var den huvudsakliga källan. Ytterligare en PAH påvisades i led B3 och C3, men då just vid detektionsgränsen. Resterande ämnen var alla under detektionsgränsen i sockerbetsblast i alla försöksled.

Organiska ämnen med ytaktiva egenskaper som nonyl- och oktylfenoler kan tas upp i grödor som sockerbeter, och Hörsing et al. (2014) gjorde

bedömningen att slamgödslingen är källan till dessa fenoler, samt att upptaget stimulerats av att mineralgödsel tillsatts tillsammans med slammet. Samtidigt uppmärksammade man att mineralgödsel och växtskyddsmedel kan vara källor till nonylfenol, eftersom ämnet användes som emulgeringsmedel i dessa produkter. Dock användes inte nonylfenol i de i Sverige vanligaste mineralgödselmedlen (från Yara), och i växtskyddsmedel var det 2013 under avveckling. Hörsing et al. (2014) konstaterar också att en person på 60 kg skulle behöva äta 34 kg sockerbeta/dag för att uppnå gränsen för tolererbar dagligt intag av nonylfenol.

Hörsing et al. (2014) uppmärksammade avslutningsvis att detektionsgränserna fortsatt var relativt höga för såväl jordprover som sockerbetor och blast, vilket begränsade möjligheterna till riskbedömning.

Läkemedelsrester var i fokus för en studie av avloppsvatten och -slam från Sjölanda ARV, samt av jord och markvatten på Petersborg (Magnér et al. 2016). Slammet som analyserades var från det parti som spreds på Petersborg på hösten 2013, medan jord- och markvattenproverna togs i A3- och B3-leden i april och november 2014.

Avloppsslammet innehöll 15 av de 24 läkemedel som analyserades, och halterna varierade mellan 1,9 och 1 000 µg/kg TS. Läkemedel med neutrala och basiska egenskaper (t.ex. atenolol) förekom i större grad i slam jämfört med dem med sura egenskaper (t.ex. diklofenak). Det läkemedel som påträffades i högst koncentration var citalopram, ett antidepressivt läkemedel.

I de fyra samlingsprov på jord (0-30 cm) som togs i A3-ledet (inget slam) återfanns inga av de analyserade läkemedlen. I de fyra samlingsprov (0-30 cm) som togs i B3-ledet (enkel slamgiva) återfanns fyra läkemedel: citalopram (fyra prover med halter 2-5 µg/kg TS), fluoxetin (tre prover, ca 0,5 µg/kg TS i alla), propranolol (två prover, 0,5-2 µg/kg TS), och sertralin (tre prover, 1-2 µg/kg TS). I B3-ledet togs prover även på nivån 30-60 cm, men här återfanns inga läkemedel.

Fyra samlingsprov på markvatten togs på djupet 50 cm i B3-ledet. Förutom koffein (69 ng/l) detekterades inga läkemedel.

## Mikroplast

Under 2017 genomfördes ett projekt för att kvantifiera mikroplast i avloppsslam från Sjölanda ARV, samt i jord i försöksleden A3, B3 och C3 på Petersborg (Ljung et al. 2018). Även avloppsvatten och biogödsel undersöktes, men resultaten av dessa analyser redovisas inte här.

Eftersom provberedningen av de aktuella matriserna är mycket tidskrävande, flera veckor per prov, bereddes och analyserades endast ett samlingsprov från var och en av de fyra matriserna: ett årsamlingsprov av slam från 2016, samt tre samlingsprov av jord (0-20 cm) tagna i mars 2017. Resultaten ska därför tolkas med försiktighet och projektet som ett led i att utveckla metodiken för isolering av mikroplast från komplexa matriser som t.ex. slam och jord. Metodiken för provberedning och analys beskrevs utförligt av Ljung et al. (2018).

Mikroplastinnehållet (10-500 µm) i avloppsslammet från Sjölanda ARV var 420 mg/kg TS. Med glödförlusten 62,6 %, innebär det att 0,07 % av slammets organiska innehåll var plast. Den totala slamproduktionen på Sjölanda ARV år 2016 var 5 989 ton TS, varför den totala mängden mikroplast i slammet var ca 2,5 ton.

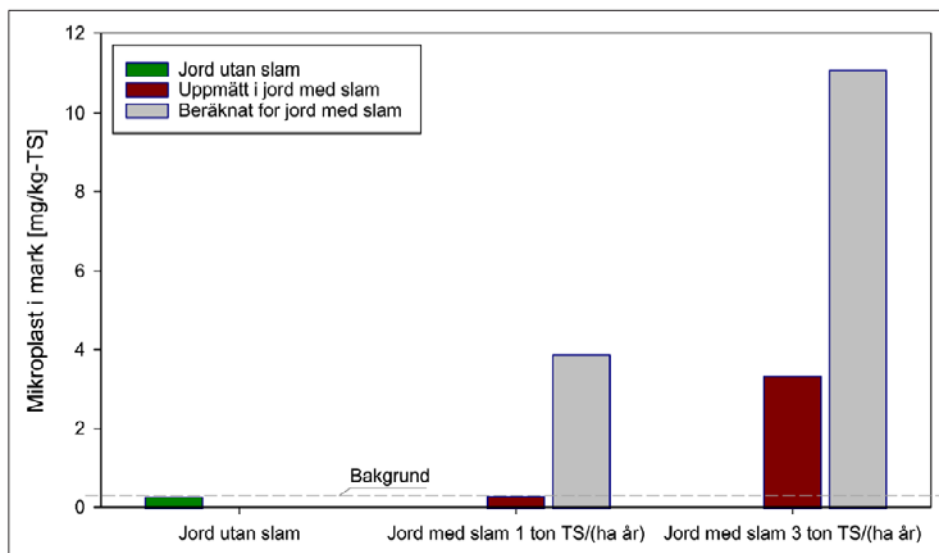
Innehållet av mikroplast i den jord som enbart mineralgödslats (A3) var 0,30 mg/kg TS, vilket betraktades som ett bakgrundsvärde. Led B3 (1 ton TS slam/ha och år) hade nästan samma mikroplastinnehåll, 0,32 mg/kg TS, medan led C3 (3 ton TS slam/ha och år) hade 3,4 mg/kg TS, d.v.s. ca 10 ggr mer än i A3 och B3 (Figur 7).

Mullhalten i jorden på Petersborg är ca 2% (Figur 3a), vilket innebär att mikroplasten utgjorde ca 0,002 % av det organiska materialet i A3- och B3-leden, och ca 0,02 % i C3-ledet.

Även mikroplastpartiklar 500-5 000 µm analyserades, men trots att 20 kg jord per prov användes hittades endast ett fåtal mikroplastpartiklar i detta storleksintervall. Även om det fanns en tendens till att jorden som hade fått mest slam också hade flest stora partiklar, bedömdes dataunderlaget vara för litet för att ge statistiskt godtagbara resultat, varför denna fraktion inte ingick i den vidare databehandlingen.

Det gjordes även en teoretisk beräkning av förväntat innehåll av mikroplast i marken i försök-





**Figur 7.** Jämförelse mellan jord som enbart mineralgödslats (A3, grönt), uppmätta värden i slamgödslad jord (B3 och C3, rött), samt teoretiskt beräknat innehåll av mikroplast i de slamgödslade jordarna (grått). (Källa: Ljung et al. 2018).

sleden B3 och C3, som vid provtagningen mottagit slam under 36 år (Ljung et al. 2018). Under antagandena att slammets innehåll av mikroplast varit konstant samma som i det analyserade årsprovet från 2016, att slammets fördelat sig homogent i de översta 25 cm av jorden, samt att jordens densitet är 1 600 kg TS/m<sup>3</sup>, blir innehållet av mikroplast 3,6 mg/kg TS i B3 respektive 10,8 mg/kg TS i C3. Dessa beräknade värden är högre än de uppmätta (Figur 7). Skälet till skillnaderna kan t.ex. vara: att plasten har fragmenterats till under detektionsgränsen (10 µm), att kemisk/biologisk nedbrytning ägt rum, att plastbelastningen har varit signifikant lägre under tidigare år, att dräneringsvatten har fört med sig mikroplast djupare ned i marklagren, samt osäkerheter i provtagnings-/analysmetodiken.

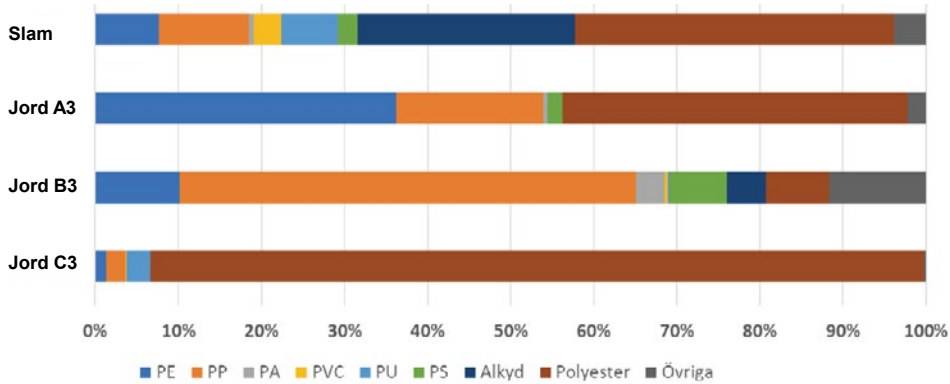
En jämförelse gjordes av de olika plasttyper som identifierades i slam, samt i jord med och utan slamtillförsel (Figur 8). Utifrån en detaljerad redovisning av plasttyper i Ljung et al. (2018), där även kategorin 'Övriga' i Figur 8 specificerats, framgår att antalet plasttyper var 15 st. i slammets, 7 st. i A3, 16 st. i B3 och 9 st. i C3. Det är vanskligt att dra någon slutsats om huruvida slammets sam-

mansättning överensstämmer bättre med slamgödslad än ej slamgödslad jord, i synnerhet som antalet plasttyper var färre i C3 än i B3.

### Antibiotikaresistens

I en studie som påbörjades 2017 undersöktes hur förekomsten av antibiotika, andra antimikrobiella ämnen, resistent bakterier och resistensgener på Petersborg påverkats av långvarig spridning av avloppsslam (Rutgersson et al. 2020a och 2020b). Alla försöksrutor i leden A1, B1, C1, A3, B3 och C3 provtogs och analyserades separat, d.v.s. 6\*4=24 rutor. M.a.o. utslöts 2-leden, som endast får halv mineralkvävegiva.

Jordprovtagningen ägde rum den 22 augusti respektive den 26 september 2017, d.v.s. fyra år efter slamgivan 2013 och 15 dagar efter slamgivan 2017. Tolv delprover togs på diagonalen i varje ruta med ett jordborr som nådde ungefär 25 cm djupt. Vidare togs flera delprov av det rötade, och sedan oktober 2016 lagrade, slammets från Sjölund ARV, som spreds 11 september 2017. På samma dagar som jordprovtagningarna ägde rum togs också stickprov av orötat slam och slam direkt från rötchkammaren ("semi-rötat" slam).



**Figur 8.** Sammansättning av plasttyper i slam, ej slamgödslad jord (A3), samt jord gödslad med 1 ton (B3) respektive 3 ton TS slam/ha och år (C3). (Källa: Ljung et al. 2018). Förkortningar: PE = polyetylen, PP = polypropylen, PA = polyamid, PVC = polyvinylklorid, PU = polyuretan, och PS = polystyren.

I studien fann man inga tydliga tecken på att antimikrobiella ämnen ackumulerades i jord som behandlats med rötat och långtidslagrat avloppsslam, vare sig på kort eller på lång sikt. Vidare var nivåerna av antibiotikaresistenta bakterier eller resistensgener inte högre i slambehandlade jordar än i kontrollproven. Det mesta som studerades såg ungefär likadant ut i jordar där man hade spridit mycket slam, lite slam, inget slam, eller bara spridit mineralgödsel. Halterna av biotillgänglig koppar ökade något med ökad slamgiva, men inte till nivåer som bedömdes utgöra någon risk för resistensutveckling.

Slutsatsen från studien var att om det finns effekter på resistensförekomst så är de mycket små. Att sprida rötslam på åkermark i den omfattning och på det sätt som görs i Sverige för närvarande verkar inte medföra någon uppenbar risk att driva på resistensutvecklingen. Det är inte säkert att resultaten kan tillämpas i delar av världen där mängden slam som sprids per ytenhet är större, och/eller antibiotikakoncentrationer och resistensnivåer i slam är högre p.g.a. en högre antibiotikakonsumtion och en allvarigare resistenssituation, än i Sverige.

### Diskussion och slutsatser

Projektet 'Slamförsök på åkermark i Skåne' har visat på vikten av att denna typ av studier är långsiktiga. Dels för att förändringar av t.ex. mullhalt och metallhalter i jorden är svåra att se vid korta

studier, och dels för att försöksytorna utgör ett väldokumenterat bibliotek när man vill ställa frågor som är nya i ett 40-årigt perspektiv, t.ex. angående mikroplast, antibiotikaresistens och PFAS-ämnen.

Förutom långsiktigheten är det en fördel att försöken genomförts med så nära realistiska förhållanden som möjligt. Visst kan studier där systemet provoceras genom höga slamgivor ge vissa kunskaper, men att kunna ha uthålligheten att studera konsekvenserna av en normal slamgiva är värdefullt. Givan 4 ton TS per hektar vart 4:e år (försöksled B) var normal när försöken inleddes. Idag är en normalgiva snarare 2,5 ton TS per hektar vart 4:e år, vilket har fördelen att resultaten från försöksled B inte undervärderar negativa aspekter. Samtidigt är det värdefullt att försöksled B kompletterats med ett måttligt provocerande försöksled, 12 ton TS per hektar vart 4:e år (försöksled C). Men att endast studera detta led under kortare tid hade inte varit lika informativt, bl.a. för att slammets sammansättning har förändrats över tid. Sjunkande tungmetallhalter (Tabell 4) är det tydligaste exemplet på denna förändring.

Försöken har gjort att det idag går att uttala sig säkert om flera aspekter av slamtillförsel. Skördarna blir högre för samtliga odlade grödor, och ger därmed en ökad ekonomisk avkastning. Mullhalten såväl som inlagringen av kol i marken gynnas av slamtillförsel, liksom innehållet av växttillgänglig fosfor. Växtupptaget av tungmetallerna bly,

kadmium, krom, kvicksilver, nickel och zink skiljer sig inte mellan slamgödslade och ej slamgödslade försöksled. För koppar har växtupptaget varit marginellt högre i slamgödslade led.

Halterna av tungmetaller i slammet som tillförts försöken har generellt blivit lägre över tid, vilket förklaras av en utfasning av användningen i samhället i kombination med framgångsrikt uppströmsarbete. För koppar beror det främst på att korrosionen av vattenledningar minskat på grund av att vattnet avhärddas. I jorden är effekterna av slamtillförsel inga eller små för bly, kadmium, krom och nickel, 0-6 % haltökning i försöksled B (Tabell 5). Zinkhalterna har ökat med 6-14 %, kvicksilverhalterna med 20-28 % och kopparhalterna med 41-51 %. Även om halterna i jorden för samtliga tungmetaller ligger markant under de gränsvärden som tillåter slamspridning (SNFS 1998:4), är det naturligtvis viktigt att fortsatt följa utvecklingen, speciellt beträffande kvicksilver och koppar.

Då kopparhalterna i ledet som fått tredubbel giva av slam (C) redan på 1990-talet steg till ca 20 (Petersborg) respektive 25 (Igelösa) mg/kg TS, och därefter legat tämligen konstant kring dessa värden, är det möjligt att jorden blivit mättad och att ett läckage till jordlager under 25 cm förekommit.

Mångfalden av oönskade organiska ämnen, i kombination med hög utspädning i jorden, och ofta höga detektionsgränser, gör dessa ämnen betydligt svårare att studera än tungmetaller. Vidare är det i många fall svårt att avgöra den relativa betydelsen av tillförsel med slam jämfört med tillförsel via atmosfärisk deposition. Då jorden har mycket högre mikrobiell aktivitet, jämfört med vatten, bryts många organiska ämnen också ner relativt snabbt. Men vissa, som t.ex. PFAS-ämnen, är mycket svårnedbrytbara. Framtida studier i försöksfälten bör fokuseras på dessa, samt på ämnen med ytaktiva egenskaper, t.ex. nonyl- och oktylfenoler, som växterna har god förmåga att ta upp. Här är det även önskvärt att analysmetodik utvecklas så att detektionsgränserna blir lägre.

Det är oklart varför mikroplastinnehållet i mark som har slamgödslats med 4 ton TS per hektar vart 4:e år (försöksled B2) inte var högre än i ej

slamgödslad jord (A2), samtidigt som marken som har slamgödslats med 12 ton TS per hektar vart 4:e år (jord C2) hade ett tio gånger högre mikroplastinnehåll. Osäkerhet i analyserna kan vara en förklaring, då endast ett samlingsprov från varje led analyserades. En annan anledning skulle kunna vara att jämvikt uppnås vid den lägre slamtillförseln, genom att mikroplast hinner brytas ner och/eller fragmenteras till under 10 µm. Om så är fallet skulle de betydligt högre analyserade halterna vid den högre slamtillförseln kunna bero på att nedbrytning och/eller fragmentering inte förmår motsvara tillförseln.

Analyserna av mikroplast i jorden på Petersborg var, vad vi vet, de första i världen av jord. Resultaten ska därför betraktas med försiktighet. Men för närvarande ger inte resultaten upphov till farhågor om att mikroplast är ett problem i slamgödslad jord. Samtidigt är det viktigt att följa kommande forskningsresultat inom området. Det går dock mycket långsamt framåt eftersom det hittills är mycket svårt och tidskrävande att upparbeta jordprover till prov som går att analysera tillförlitligt.

Studien av antibiotikaresistens visade att detta i dagsläget inte är ett problem i slamgödslad jord i Sverige. Men även om antibiotikaanvändningen inte ökar i Sverige, och utvecklingen av antibiotikaresistens därmed begränsas, så kan import av antibiotikaresistenta mikroorganismer bidra till ett växande problem. Därför är det viktigt att fortsatt följa utvecklingen på detta område.

Fältförsöken i Skåne har bidragit mycket till det vi vet om de långsiktiga effekterna av slamspridning på åkermark. Ambitionen är att försöken ska fortsätta, men eventuellt ny lagstiftning kan påverka möjligheterna på längre sikt. Oavsett vad ny lagstiftning kan komma att innebära för möjligheterna att använda slam på åkermark, så efterfrågar huvudmännen för den kommunala avlopps- och slamhanteringen en modernisering av reglerna. Men under mer än 20 års tid har man sett hur flera ambitiösa utredningar (se 'Bakgrund') inte har resulterat i några politiska beslut. Denna brist på beslut skapar oönskad osäkerhet kring den långsiktiga planeringen av investeringar.

## Tack

Projektet 'Slamförsök på åkermark i Skåne' finansieras av kommunerna Kävlinge, Staffanstorps, Svedala Trelleborg, av VA SYDs medlemskommuner Malmö, Lund, Lomma och Burlöv, samt av Sysav (Sydskånes avfallsaktiebolag). Vidare har Svenskt Vatten Utveckling och Sweden Water Research medfinansierat specialstudierna. För genomförande av specialstudierna tackar vi ett flertal forskare vid Sveriges Lantbruksuniversitet, Göteborgs universitet, Lunds universitet och Aalborgs universitet. Vilka de är framgår av rapporter i litteraturlistan.

## Litteratur

- Andersson, P.-G. & Nilsson, P. (1999) Slamspridning på åkermark – Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-1997. VA-Forsk Rapport 1999-22. Svenskt Vatten. (<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/slamspridning-pa-akermark/>)
- Börjesson, G. (2021) Slamspridning på åkermark – Mullhaltens betydelse. SVU Rapport 2021-9. Svenskt Vatten. (<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/slamspridning-pa-akermark-mullhaltens-betydelse/>)
- Börjesson, G. & Kätterer, T. (2018) Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 112:369–385. (<https://link.springer.com/article/10.1007/s10705-018-9952-4#change-history>)
- Dyrlund Martinsson, U. (2021) Slamtillförsel på åkermark – Slamrapport 2015-2018 (reviderad version, februari 2021). Hushållningssällskapet Skåne. (<https://www.sysav.se/globalassets/filer-och-dokument/informationsmaterial-broschyrer-arsredovisningar-faktablad-rapporter-etc/rapporter/rapporter-2020/slamrapport-2020-rev-2021.pdf>)
- Hörsing, M. (2018) Avloppsslam på åkermark – Vad behöver vi veta om önskad organiska ämnen? SVU Rapport 2018-04. Svenskt Vatten. (<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/avloppsslam-pa-akermark-vad-behoover-vi-veta-om-oonskade-organiska-amnen/>)
- Hörsing, M., Eriksson, E., Gissén, C., la Cour Jansen, J. & Ledin, A. (2014) Organiska miljögifter i sockerbetor och blast odlade på mark gödslad med kommunalt avloppsslam. SVU Rapport 2014-12. Svenskt Vatten. (<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/organiska-miljogifter-i-sockerbetor-och-blast-odlade-pa-mark-godslad-med-kommunalt-avloppsslam/>)
- Kärman, E., Malmqvist, P.-A., Rydhagen, B. & Svensson, G. (2007) Utvärdering av ReVAQ-projektet. SVU Rapport 2007-02. Svenskt Vatten. (<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/utvardering-av-revaq-projektet/>)
- Leander, A., Helmersson, E., Elving, J. & Albin, A. (2012) Avdödning av mikroorganismer vid långtidslagring av avvattnat slam. SVU Rapport 2012-17. Svenskt Vatten. (<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/avdodning-av-indikatororganismer-vid-langtidslagring-av-avvattnat-slam/>)
- Ledin, A., Eriksson, E., Baun, A., Aabling, T. & Mikkelsen, P.S. (2005) CHIAT – Chemical hazard identification and assessment tool: En metodik för utvärdering av kemiska risker i samband med hantering av dag- och avloppsvatten. VA-Forsk Rapport 2005-09. Svenskt Vatten. (<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/chiat-chemical-hazard-identification-and-assessment-tool-en-metodik-for-utvardering-av-kemiska-risker-i-samband-med-hantering-av-dag-och-avloppsvatten/>)
- Ljung, E., Olesen-Borg, K., Andersson, P.-G., Fällström, E., Vollertsen, J., Wittgren, H.B. & Hagman, M. (2018) Mikroplaster i kretsloppet. SVU Rapport 2018-13. Svenskt Vatten. (<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/mikroplaster-i-kretsloppet/>)
- Naturvårdsverket (1995) Användning av avloppsslam i jordbruket. Rapport 4418. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2002) Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Rapport 5214. Naturvårdsverket. ([https://cdn.abicart.com/shop/11994/art98/7341898-23bf42-Naturvardsverket\\_fosfor\\_och\\_kretslopp.pdf](https://cdn.abicart.com/shop/11994/art98/7341898-23bf42-Naturvardsverket_fosfor_och_kretslopp.pdf))
- Naturvårdsverket (2010) Uppdatering av 'Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp'. Naturvårdsverket. (<https://docplayer.se/8678952-Uppdatering-av-aktionsplan-for-aterforing-av-fosfor-ur-avlopp.html>)
- Naturvårdsverket (2013) Hållbar återföring av fosfor. Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen. Rapport 6580. Naturvårdsverket. (<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1615958/FULLTEXT01.pdf>)
- Revaq (2022) Årsrapport 2021. Rapport R2022-02. Svenskt Vatten. (<https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstomsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/revaq-arsrapport-2021.pdf>)
- Revaq (2023) Regler för certifieringssystemet. Utgåva 8.1. Svenskt Vatten. (<https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstomsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/revaq-regler-2023-utgava-8.1-gul.pdf>)
- Rutgersson, C., Ebmeyer, S., Lassen, C.B., Karkman, A., Fick, J., Kristiansson, E., Kofoed Brandt, K., Flach, C.-F. & Larsson, D.G.J. (2020a) Long-term application of Swedish sewage sludge on farmland does not cause clear changes in the soil bacterial resistome. *Environment International*, Volume 137: 105339. (<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105339>)
- Rutgersson, C., Ebmeyer, S., Lassen, C.B., Karkman, A., Fick, J., Kristiansson, E., Kofoed Brandt, K., Flach, C.-F. & Larsson, D.G.J. (2020b) Långvarig spridning av svenskt avloppsslam på åkermark leder inte till tydliga förändringar i jordbakteriers resistensmönster. SVU Rapport 2020-11. Svenskt Vatten Utveckling. (<https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/slamspridning-och-antibiotikaresistens/>)

- SFS 1998:944. Förordning om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. Miljö- och näringslivsdepartementet. ([https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998944-om-forbud-mm-i-vissa-fall\\_sfs-1998-944](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998944-om-forbud-mm-i-vissa-fall_sfs-1998-944))
- SJVFS 2004:62. Statens jordbruksverks föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring. Jordbruksverket. (<https://lagen.nu/sjvfs/2004:62>)
- SNFS 1994:2. Kungörelse med föreskrifter om skydd av miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. Naturvårdsverket. (<https://www.naturvardsverket.se/4a43a3/globalassets/nfs/1994/snfs-1994-2.pdf>)
- SNFS 1998:4. Föreskrifter om ändring i kungörelsen (SNFS 1994:2) med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. Naturvårdsverket. (<https://www.naturvardsverket.se/4a43a3/globalassets/nfs/1998/nfs1998-04.pdf>)
- SOU 2020:3. Hållbar slamhantering. Betänkande av Utredningen om en giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam. Miljö- och energidepartementet. (<https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/statens-offentliga-utredningar/2020/01/sou-20203/>)
- Svenskt Vatten (2021) Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask. Pågående SVU-projekt. Svenskt Vatten. (<https://www.svensktvatten.se/forskning/sa-jobbar-vi-med-forskning-svu/pagaende-svu-projekt2/slamspridning-pa-akermark-pfas-i-slam-jord-groda-och-mask/>)