



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Avløpsslam til jordbruksarealer

Resultater fra fem flerårige feltforsøk

NIBIO RAPPORT | VOL. 7 | NR. 151 | 2021



Anne Falk Øgaard, Tore Sveistrup og Trond Knapp Haraldsen  
Divisjon for miljø- og naturressurser

## TITTEL/TITLE

Avløps slam til jordbruksarealer – Resultater fra fem flerårige feltforsøk

## FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Anne Falk Øgaard, Tore Sveistrup og Trond Knapp Haraldsen

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
26.08.2021	7/151/2021	Åpen	8451	21/01210
ISBN:	ISSN:		ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-02912-0	2464-1162		44	2

## OPPDRA GSGIVER/EMPLOYER:

NFR, Norsk Vann og FFL/JA

## KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

## STIKKORD/KEYWORDS:

Fosfor, avløps slam, jordstruktur, fosforbalanse, fosforavrenning, resirkulering, tungmetaller

Phosphorus, sewage sludge, soil structure, P balance, P runoff, recycling, heavy metals

## FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Miljø og jordbruk

Agriculture and environment

## SAMMENDRAG/SUMMARY:

Denne rapporten presenterer resultater fra fem flerårige feltforsøk med avløps slam, det ene med resultater fra ti år. Formålene med forsøkene var å bedre kunnskapen om plantetilgjengelighet av fosforet i slammene og å undersøke den mulige miljøeffekten av å tilføre slam til jordbruksarealer. Resultatene viser at kalket avløps slam kan gi en betydelig økning i jordas innhold av lett løselig fosfor, mens ukalkede slamtyper hadde enten ingen effekt eller en tendens til negativ effekt på innholdet av lett løselig fosfor. Avløps slam hadde en positiv, men kortvarig effekt på jordstruktur og kan dermed redusere erosjon den første tiden etter tilførsel. Resultater fra et avrenningsforsøk viste at slam som gir økning i jordas P-AL-nivå, ga en større andel løst fosfat i overflateavrenningen. Det ble funnet økt konsentrasjon av tungmetallene sink og kobber i kornet første året etter slamtilførsel.

## LAND/COUNTRY:

Norge

## FYLKE/COUNTY:

Viken

## GODKJENT /APPROVED



TRINE EGGEN

## PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



ANNE FALK ØGAARD



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Denne rapporten presenterer resultater fra fem feltforsøk med avløpsslam.

To av forsøkene ble anlagt våren 2007 som del av det Strategiske Institutt Programmet (SIP) «Recycling organic waste – effects on soil quality, plant nutrient supply, and environmental impact», finansiert av Norges Forskningsråd (NFR) (2006-2010), og prosjektet «Miljøeffekter av å bruke slam på landbruksarealer – struktureffekter og fosforets skjebne i jord- og vann» med finansiering fra Norsk Vann og avløpsrensaneanleggene Fredrikstad Vann, Avløp og Renovasjonsforetak (FREVAR KF), Vestfjorden Avløpsselskap (VEAS) og Tønsbergfjorden avløpsutvalg (TAU, nå Tønsberg Renseanlegg IKS). I 2011 ble forsøkene videreført i et nytt oppdragsprosjekt finansiert av 12 avløpsrensaneanlegg og tre nye forsøk ble samtidig etablert. Fra 2012 ble alle fem forsøk gjennomført som en del av prosjektet «Biosolids in food production – phosphorus recycling and food safety» som mottok finansiering fra Fondet for forskningsavgift på landbruksprodukter (FFL) og Forskningsmidler over jordbruksavtalen (JA) i tillegg til 13 avløpsrensaneanlegg, Fylkesmannens landbruksavdeling Buskerud, Kemira, Franzefoss Minerals og Lindum.

Alle feltforsøkene ble etablert på Sør-Østlandet i kommunene Ås, Hobøl og Sarpsborg. Det praktiske arbeidet med feltforsøkene ble utført av NMBU (Ås) og NLR Øst (Hobøl og Sarpsborg) i tillegg til Bioforsk (nå NIBIO).

Bidrag fra Heidi A. Grønsten (NVE, tidligere Bioforsk) og Sigrun H. Kværnø (NIBIO) til rapporten fra den første delen av prosjektet er inkludert i denne rapporten.

Hovedformålet med forsøkene var å undersøke effekten av ulike slamtyper på tilgjengelig fosfor i jord, jordstruktur, fosforavrenning og fra 2011 også effekten på plantenes opptak av tungmetaller.

Ås, 26.08.21

Anne Falk Øgaard

# Innhold

1	Innledning.....	5
2	Metoder.....	7
2.1	Forsøkslokaliteter.....	7
2.2	Forsøksopplegg.....	9
2.2.1	Feltforsøk anlagt i 2007.....	9
2.2.2	Feltforsøk anlagt i 2011.....	11
2.2.3	Avrenningsforsøk.....	12
2.3	Jordprøveuttak.....	13
2.4	Kjemiske analyser.....	13
2.4.1	Jord.....	13
2.4.2	Avløpsslam og husdyrgjødsel.....	13
2.4.3	Korn.....	13
2.5	Jordstruktur og eroderbarhet.....	14
2.5.1	Bestemmelse av aggregatstabilitet.....	14
2.5.2	Visuell karakterisering av jordstruktur og biologisk aktivitet.....	15
2.5.3	Meitemark.....	15
2.6	Statistikk.....	15
3	Resultater og diskusjon.....	16
3.1	Karakterisering av avløpsslam og storfegjødsel.....	16
3.1.1	Feltene etablert i 2007.....	16
3.1.2	Feltene etablert i 2011.....	18
3.1.3	Avrenningsfeltet.....	19
3.2	Effekter på avling.....	20
3.2.1	Avling, protein- og fosforinnhold i kornet.....	20
3.2.2	Tungmetaller i kornet.....	21
3.3	Effekter på jord.....	24
3.3.1	Biologiske effekter av slam og husdyrgjødsel på Ås-1 og Hobøl.....	24
3.3.2	Effekt på jordstruktur på Ås-1 og Hobøl.....	29
3.3.3	Jordkjemiske parametere.....	31
3.4	Fosforbalanse for Ås-1-feltet.....	38
3.5	Fosfortap i avrenning.....	38
4	Konklusjoner.....	41
	Referanser.....	43
	Vedlegg 1.....	45
	Vedlegg 2.....	46

# 1 Innledning

I Norge blir mellom 50 og 60% av avløpsslammet tilbakeført til jordbruksarealer, men de regionale forskjellene er store (Bye m.fl. 2020). I Østfold, Oslo/Akershus og Vestfold ble > 95 % av avløpsslammet tilført jordbruksarealer i 2018, mens i områder med grasproduksjon går en svært liten andel av slammet til jordbruksformål, fordi det ikke er lov å spre avløpsslam på eng.

Avløpsslam brukes i dag først og fremst som et jordforbedringsmiddel. Ved ensidig korndyrking med mineralgjødsel får jorda tilført lite organisk materiale, og jordas innhold av organisk materiale synker over tid (Riley & Bakkegard 2006). Organisk materiale er viktig for jordstrukturen, som igjen har betydning for plantenes mulighet til å skaffe vann og næring og jordas motstandsdyktighet mot erosjon. Ekstra tilførsel av organisk materiale med for eksempel avløpsslam kan være et effektivt tiltak for å bedre jordstrukturen.

Tillate slammengder innebærer tilførsel av betydelige mengder organisk materiale. I eksisterende regelverk tillates tilførsel av opptil 2 tonn tørrstoff (TS)/daa/10 år på jordbruksarealer hvis slammet tilfredsstiller kravene til kvalitetsklasse II (Lovdata 2003). Slam i kvalitetsklasse I tillates brukt i mengder opptil 4 tonn TS/daa/10 år. Kvalitetsklassene er satt ut ifra innholdet av tungmetaller (Tabell 3-1). I tillegg til organisk materiale innebærer disse mengder tilførsel av betydelige mengder næringsstoffer. Avløpsslam inneholder blant annet mye fosfor (P). Oppsamlet avløpsslam i Norge inneholder totalt cirka 1 900 tonn fosfor (Hamilton m.fl. 2017). Til sammenligning er årlig norsk forbruk av fosfor i mineralgjødsel nå mellom 8 500 og 9 000 tonn. Avløpsslam er dermed en betydelig fosforressurs. Globale reserver av mineralisk fosfor er begrenset, og effektiv resirkulering av fosfor i avfallsstrømmene er derfor et viktig mål.

Plantetilgjengeligheten av fosforet i slammet varierer både med mengde og type fellingskjemikalier som er brukt og med slambehandlingsmetode. De fleste renseanleggene i Norge bruker jern og/eller aluminium til å felle og fjerne fosfor fra avløpsvannet. Fosfor bundet til jern og aluminium er til dels sterkt bundet og kan gi lav plantetilgjengelighet av fosforet i slammet, og dermed dårlig utnyttelse av denne ressursen. Tidligere laboratorie- og vekstforsøk har vist at det er stor variasjon i fosforgjødselverdi mellom ulike slamtyper (Krogstad m.fl. 2004; Øgaard 2013). Krogstad m.fl. (2004) viste at over to vekstsesonger ble mellom 0 og 14 % av fosfor tilført med slam tatt opp i avling. I et veksthusforsøk med 12 slamtyper og seks høstinger av raigras ble det beregnet at totalt planteopptak av fosfor fra slammet var mellom 12 til 39 % sammenlignet med fosforopptaket fra mineralgjødsel (Øgaard 2013).

På grunn av høye fosforkonsentrasjoner i slam, kan tilførsel av maksimalt tillatt mengde gi en betydelig økning i jordas totale fosforinnhold. For eksempel gir 2 tonn slamtørrstoff per daa en fosfortilførsel varierende fra cirka 15 til 70 kg P/daa, avhengig av hvilken slamtype som brukes. Totalt fosforinnhold i dyrka jord ligger ofte mellom 100 og 300 kg P/daa i matjordlaget (0-20 cm). En vanlig kornavling fjerner 1,5-2,5 kg P/daa/år. Det tar derfor mange år før den tilførte fosformengden er brukt opp, selv om en ikke tilfører annen fosforgjødsel. Dette kan gi negative miljøeffekter ved at det gir økt risiko for fosfortap til vassdrag og dermed økt risiko for uønsket algevekst i vassdraget.

På den annen side, kan det organiske materialet som tilføres med slam ha en positiv effekt på jordstrukturen og dermed redusere jordas eroderbarhet og risiko for fosfortap ved jorderosjon. Lavere erosjonsrisiko kan tenkes å kompensere helt eller delvis for den økte risikoen for fosfortap som skyldes store fosfortilførsler med slammet. I et avrenningsforsøk på planert siltig mellomleire med lavt innhold av organisk materiale (2,8 %) ble det funnet at jordtapet på vårharvede ruter ble redusert med 40 - 50 % etter tilførsel av slam tilsvarende 2 tonn TS/daa sammenlignet med samme type jordarbeiding, men uten tilført slam (Lundekvam 1997). Både biologiske og fysiske/kjemiske faktorer påvirker jordstrukturen. Biologiske faktorer som meitemarkaktivitet, røtter, sopphyfer og mikrobiell aktivitet er viktig for sammenbinding av partikler (Brady & Weil 1999). Tilført organisk materiale med

slam gir mat til jordlivet og bidrar dermed til høyere biologisk aktivitet i jorda. Kalk som er tilsatt slammet kan også gi bedre jordstruktur ved at kalsiumet i kalken binder leirpartiklene sammen i mer stabile aggregater.

I tillegg til nyttige næringsstoffer inneholder avløpsslam tungmetaller. Innholdet av tungmetaller i norsk avløpsslam er kraftig redusert siden 80-tallet (Amundsen 2008; Berge & Sæther 2019). Det er likevel viktig å undersøke i hvilken grad avløpsslam bidrar til økt opptak av tungmetaller i plantene.

For å øke kunnskapen om jordforbedrende virkninger og effekt på tilgjengelig fosfor i jord med tilført avløpsslam, ble det etablert to feltforsøk våren 2007 med tilførsel av tre typer avløpsslam produsert etter ulike metoder, ett forsøk i Ås og ett i Hobøl. Forsøkene var finansiert av instituttprogrammet «Recycling organic waste – effects on soil quality, plant nutrient supply, and environmental impact» (2006-2010) med tilleggsfinansiering fra Norsk Vann. Hovedspørsmålet i dette prosjektet var miljøeffekten av en vanlig slamtilførsel med tanke på risiko for fosfortap. I forsøkene undersøkte vi effekten av slam på jordstruktur og tilgjengelig fosfor i jorda over tid, begge faktorer som har betydning for risikoen for tap av fosfor fra jordbruksarealer. Effekten av slam ble sammenlignet med effekten av mineralgjødsel og husdyrgjødsel. I 2011 ble forsøkene videreført i et nytt prosjekt med finansiering fra 12 avløpsrensaneanlegg, og samtidig ble tre nye feltforsøk med avløpsslam etablert, ett i Ås og to i Sarpsborg. Fra 2012 til 2015 ble alle fem feltforsøkene finansiert fra Matfondavtalen (FFL/JA) med tilskudd fra de 12 avløpsrensaneanleggene, Fylkesmannens landbruksavdeling Buskerud, Kemira, Franzefoss Minerals og Lindum i prosjektet «Avløpsslam til jordbruksarealer – resirkulering av fosfor og mattrygghet». I dette siste prosjektet ble hovedtema dreid mot avløpsslam som fosforressurs i planteproduksjonen, men undersøkelse av miljøeffekten av slamtilførsel var fortsatt inkludert. I tillegg ble slammets effekt på planteopptak av tungmetaller undersøkt. I 2016 ble feltforsøkene igjen finansiert av 12 avløpsrensaneanlegg. De ene feltforsøket som ble etablert i 2007 hadde da blitt fulgt opp med undersøkelser av avling og jord i ti år.

Denne rapporten sammenstiller resultater fra alle de fem feltforsøkene og bygger videre på rapporten fra det første forsøksåret for de to feltene som ble etablert i 2007 (Øgaard m.fl. 2008).

## 2 Metoder

### 2.1 Forsøkslokaliteter

To forsøksfelt ble etablert våren 2007, ett på et areal i Hobøl som ble bakkeplanert på 60-tallet og ett på et areal uten bakkeplanering på Ås (Ås-1). I 2011 ble det anlagt enda et forsøksfelt i Ås (Ås-2), i tillegg til to felt på Øsaker i Sarpsborg kommune. Det ene forsøket på Øsaker ble anlagt i et forsøksanlegg hvor tap av jord og næringsstoffer med overflateavrenning kunne måles. På arealet i Hobøl har det siden 1993 kun blitt gjennomført grunn jordarbeiding, det vil si vårharving til cirka 10 cm dybde uten pløying, mens de øvrige forsøksarealene har blitt pløyd jevnlig. Forsøkslokalitetene er vist i Figur 2-1 - Figur 2-5.



Figur 2-1. Hobøl: Anlegg av forsøksfeltet våren 2007.



Figur 2-2. Ås-1. Anlegg av forsøksfeltet våren 2007.



Figur 2-3. Ås-2. Anlegg av forsøksfeltet våren 2011.



Figur 2-4. Øsaker. Forsøksfeltet sommeren 2011.



Figur 2-5. Avrenningsforsøket på Øsaker. Oppsamling av overflateavrenning i en renne nederst på ruta som ledes til en hytte med utstyr for å måle vannmengder og ta ut vannprøver (innfelt bilde).



Karakteristikk av jorda på de ulike forsøkslokalitetene er vist i Tabell 2-1. Jordarten på feltene som ble anlagt i 2007 er klassifisert som marin siltig mellomleire, mens jorda på feltene som ble anlagt i 2011 er klassifisert som marin mellomleire. Jorda på feltet i Høbøl er på grensen til å bli klassifisert som moldfattig. De øvrige feltene har et moderat moldinnhold. P-AL-verdiene, som er et mål på jordas innhold av lett tilgjengelig fosfor, er klassifisert som Moderat høyt for Ås-1 og Høyt for de øvrige feltene.

**Tabell 2-1. Middelverdier for tekstur og jordkjemiske parametere for rutforsøkene i Høbøl, Ås og Øsaker ved start av forsøkene.**

Parameter		Høbøl	Ås-1	Ås-2	Øsaker	Øsaker avrenning
Leir	%	31	26	34	37	42
Silt	%	63	59	38	41	44
Sand	%	6	16	28	22	13
Org.materiale	%	3,1	4,4	6,4	5,5	4,5
Organisk C	g/100g	1,8	2,5	3,7	3,2	2,6
pH		6,0	5,9	5,7	6,5	5,9
Fe-ox*	g/kg	8,2	6,0	7,6	9,0	7,6
Al-ox*	g/kg	1,5	2,5	3,2	2,1	2,3
Total P	mg/kg	1197	1197	1382	903	836
Organisk P	mg/kg	267	547	643	348	393
P-AL**	mg/100g	10,2	8,6	10,5	11,9	5,8
K-AL**	mg/100g	16,0	20,1	16,8	35,2	32
Mg-AL**	mg/100g	20,1	14,5	10,7	14,0	26
Ca-AL**	mg/100g	145	118	146	206	103
P-vann***	mg/kg	1,7	1,6	1,1	1,8	0,6

\*Amorfe jern- og aluminium(hydr)oksider. Disse gir et mål på jordas fosforbindingsevne.

\*\*Bestemt etter metoden til Egnér et al. (1960).

\*\*\*P-vann er fosfor ekstrahert med en tynn saltløsning tilsvarende saltkonsentrasjonen i jordvæska.

## 2.2 Forsøksopplegg

### 2.2.1 Feltforsøk anlagt i 2007

Feltforsøkene som ble anlagt i 2007 i Ås og Høbøl hadde en randomisert blokkdesign, med fem forsøksledd og tre gjentak. Hver rute var 3 m bred og 8 m lang (24 m<sup>2</sup>). Forsøksleddene var som følger:

1. VEAS – avløpsslam - 2 tonn TS/daa ved anlegg av feltet
2. FREVAR – avløpsslam - 2 tonn TS/daa ved anlegg av feltet
3. TAU – avløpsslam - 2 tonn TS/daa ved anlegg av feltet
4. Storfe bløtgjødsel - 5 tonn/daa ved anlegg av feltet + 5 tonn/daa i påfølgende år
5. Mineralgjødsel - 11 kg N/daa med NPK-gjødsel (Kontroll)

Bløtgjødsel fra storfe ble levert fra fjøset ved UMB (nå NMBU). Avløpsslam ble levert fra Vestfjorden avløpsselskap (VEAS), Tønsbergfjorden avløpsutvalg IKS (TAU) og Fredrikstad Vann, Avløp og Renovasjonsforetak (FREVAR).

Slam fra FREVAR og TAU var produsert ved bruk av jernsalter (hovedsakelig jernklorid) i fellingen, mens VEAS brukte en blanding av jern- og aluminiumsalter. FREVAR brukte i tillegg sjøvann i fellingsprosessen. VEAS og FREVAR bruker anaerob stabilisering av slammet (utråtning), og utvinner biogass (metan) gjennom denne prosessen. FREVAR tok også inn matavfall i biogassprosessen. FREVAR benyttet pasteurisering som hygieniseringsmetode. VEAS tilsatte hydratkalk ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) som sammen med vakuumbørking ga et hygienisert slam. TAU tilsatte brent kalk som hygieniseringsmetode. Det gir en sterk varmeutvikling (55 °C) og høy pH.

Alle tre slamtypene var nyproduserte ved levering rett før anlegg av feltene.

Karakteristikk av avløpsslammet og storfegjødselen er vist i Tabell 3-2.

Både i Ås og Hobøl ble alle slamtypene tilført i en mengde som tilsvarer den maksimalt tillatte mengde for slam som holder kvalitetsklasse II, dvs. 2 tonn tørrstoff per daa. Husdyrgjødsel ble tilført i en mengde som er vanlig brukt i praktisk landbruk (5 tonn/daa). I 2008 fikk husdyrgjødselledet en dose til med husdyrgjødsel (5 tonn/daa) for å gi omtrent samme totale tilførsel av organisk materiale som ved en slamtilførsel. Avløpsslam, husdyrgjødsel og mineralgjødsel ble spredd og innarbeidet grunt i jorda, til 10-12 cm dybde ved harving dagen etter spredning av slam/gjødsel.

I Ås ble rutene med slam eller husdyrgjødsel supplert med 6 kg N/daa og 1 kg P/daa med NPK mineralgjødsel (NPK 21-4-10) i anleggsåret (2007). Kontroll-leddet fikk i 2007 11 kg N/daa og 1,9 kg P/daa med mineralgjødsel (NPK 21-4-10), og i 2008 ble en fosforfattig mineralgjødsel (NPK 22-2-12) brukt. Fra og med 2009 ble hele feltet gjødslet likt med kun mineralgjødsel, NPK 23-3-10 i 2009 og 2010 og fosforfri mineralgjødsel i 2011 og til og med 2016. Fosfortilførsel med mineralgjødsel varierte fra år til år grunnet endring i markedets gjødselsortiment og endring i spørsmålstilling for forsøksfeltene. De første årene var hovedspørsmålet effekten på tilgjengelig fosfor i jord ved vanlig gjødselpraksis etter slamtilførsel, mens fra 2011 ble fokus dreid til også å omfatte avløpsslam som fosforressurs i planteproduksjon.

I Hobøl var det sådd høstvetete på arealet som ble valgt ut til forsøksfeltet. På våren 2007 ble høstveteten fjernet med glyfosat før anlegg av forsøksfeltet. Gårdbrukeren hadde da allerede gjødslet arealet med 55 kg NPK 21-4-10 (11,3 kg N, 2,0 kg P) tidligere på våren. Ingen av forsøksleddene fikk derfor tilført mineralgjødsel ved anlegg av forsøket. Fra og med 2009 ble forsøksfeltet gjødslet og sådd sammen med resten av skiftet og var derfor styrt av gårdbrukerens valg for dette skiftet.

Vekst og tilførsel av nitrogen (N) og fosfor (P) med mineralgjødsel de enkelte forsøksårene i Ås og Hobøl er vist i Tabell 2-2.

Ved høsting av forsøksfeltene ble kornavlingene registrert rutevis. Høsterutene var 12 m<sup>2</sup> i Ås og 9 m<sup>2</sup> i Hobøl. Mengde halm ble ikke registrert, men heller ikke fjernet. På Ås-1 ble det gjort årlige registreringer til og med 2016. I Hobøl ble rutevis registrering av avling bare foretatt i 2007, 2008 og 2009. Fra 2010 til 2012 ble opplysninger om vekst, gjødsling og gjennomsnittlig avling på skiftet hvor forsøksfeltet lå innhentet fra gårdbruker.

Forsøksarealene lå i stubb over vinteren og ble harvet før såing om våren. På Ås var det et unntak ved at det ble pløyd til cirka 20 cm dyp etter prøvetaking høsten 2015.

**Tabell 2-2. Vekst og tilførsel av nitrogen (N) og fosfor (P) med mineralgjødning de enkelte forsøksårene for feltforsøkene etablert i 2007.**

År	Ås-1			Hobøl		
	Vekst	kg N/daa	kg P/daa	Vekst	kg N/daa	kg P/daa
2007*	Bygg	6	1,0	Bygg	11	2,0
2008**	Bygg	11	0,9	Havre	11	0,9
2009	Vårhvete	11	1,3	Havre	12	0,9
2010	Havre	11	1,3	Havre	12	0,9
2011	Havre	11	0	Havre	12	0,9
2012	Vårhvete	11	0	Havre	12	0,9
2013	Havre	11	0			
2014	Bygg	11	0			
2015	Hvete	11	0			
2016	Bygg	11	0			

\*På feltforsøk Ås-1 ble kontroll-leddet med mineralgjødning tilført 11 kg N/daa og 1,9 kg P/daa.

\*\*Forsøksleddet med husdyrgjødning ble tilført 6 kg N/daa og 0,5 kg P/daa med mineralgjødning på begge lokaliteter.

## 2.2.2 Feltforsøk anlagt i 2011

I 2011 ble det anlagt to nye feltforsøk, ett i Ås (Ås-2) og ett på Øsaker i Sarpsborg kommune. På disse feltene ble det valgt en mindre mengde slam (1 tonn TS/daa) enn den vanlige tilførselen på 2 tonn TS/daa, fordi en forventer at det vil bli en reduksjon i tillatte tilførselsmengder i revidert Gjødningforskrift. Det ble inkludert et forsøksledd med mineralgjødning + kalk for å undersøke effekten av kalk alene på tilgjengeligheten av fosfor i jorda og jordstrukturen. I forsøkene som ble anlagt i 2007 hvor to kalkede slamtyper var inkludert, kunne ikke kalkingseffekten av slammet skilles fra effekten av selve slammet.

Feltforsøkene hadde en randomisert blokkdesign, med seks forsøksledd og tre gjentak. Hver rute var 24 m<sup>2</sup>. Forsøksleddene på Ås-2 var som følger:

1. Bekkelaget – avløpsslam - 1 tonn TS/daa ved anlegg av feltet
2. MOVAR – avløpsslam - 1 tonn TS/daa ved anlegg av feltet
3. Sandefjord - avløpsslam 1 tonn TS/daa ved anlegg av feltet
4. 11 kg N/daa med NPK mineralgjødning (22-3-10)
5. 11 kg N/daa med NK mineralgjødning (22-0-12)
6. 11 kg N/daa med NK mineralgjødning (22-0-12) + kalk

Avløpsslammet ble levert av Bekkelaget Vann AS, MOVAR IKS – Fuglevik og Sandefjord kommune.

På Øsaker ble det brukt slam fra VEAS og FREVAR i stedet for slam fra Bekkelaget og Sandefjord. Ellers var behandlingene som på Ås-2.

Bekkelaget brukte jernsulfat og noe polyaluminiumklorid til felling og termofil anaerob utråtning i slambehandlingen. MOVAR brukte jernklorid og polyaluminiumklorid til felling og anaerob mesofil utråtning i slambehandlingen. Sandefjord brukte polyaluminiumklorid og noe jernsulfat til felling og

anaerob mesofil utråtning i slambehandlingen. Felling og behandling av slammet fra VEAS og FREVAR er beskrevet under pkt. 2.2.1.

Karakteristikk av avløpsslammet er vist i Tabell 3-3.

På Ås-2 ble forsøksledd nr. 6 tilført 450 kg kalksteinsmel/daa for å øke pH fra 5,7 til cirka 6,5. På Øsaker var utgangs-pH høyere (ca. pH 6,5) og rutene i forsøksledd nr. 6 ble tilført 45-315 kg kalksteinsmel/daa, avhengig av rutas utgangs-pH, for å øke pH til cirka 7.

Avløpsslammet ble innarbeidet grunt i jorda om våren, til 10-12 cm dybde. På Ås-2 ble dette gjort samme dag som spredning, mens på Øsaker ble slammet nedmøldet dagen etter spredning. Forsøksrutene med slam ble supplert med 9 kg N/daa med fosforfri mineralgjødning (NK 22-0-12) ved anlegg av feltene.

I påfølgende år (t.o.m. 2016 for Ås-2 og t.o.m. 2014 for Øsaker) ble alle forsøksledd unntatt ledd 4 gjødslet med 11 kg N/daa med fosforfri mineralgjødning (NK 22-0-12). Ledd 4 fikk 11 kg N/daa med NPK mineralgjødning (NPK 22-3-10) hvert år.

Ved høsting ble kornavlingene registrert rutevis. Høsterutene var 12 m<sup>2</sup> i Ås og 9,75 m<sup>2</sup> på Øsaker. Mengde halm ble ikke registrert, men heller ikke fjernet.

Forsøksarealene lå i stubb over vinteren og ble harvet før såing om våren. Unntak var høsten 2012 for Ås-2 hvor det ble pløyd til cirka 15 cm dybde og høsten 2013 for Øsaker hvor det ble pløyd til 20 cm dybde.

### 2.2.3 Avrenningsforsøk

Avrenningsforsøket med slam på Øsaker ble anlagt våren 2011 og hadde en randomisert blokkdesign med fire forsøksledd og to gjentak. Hver rute var 7,3 m bred og 22 m lang (160 m<sup>2</sup>). Forsøksleddene var som følger:

1. FREVAR – avløpsslam - 1 tonn TS/daa ved anlegg av feltet
2. MOVAR – avløpsslam - 1 tonn TS/daa ved anlegg av feltet
3. VEAS – avløpsslam 1 tonn TS/daa ved anlegg av feltet
4. 11 kg N/daa med NPK mineralgjødning (22-3-10)

Felling og behandling av de ulike slamtypene er beskrevet i avsnitt 2.2.1 og 2.2.2. Karakteristikk av avløpsslammet er vist i Tabell 3-4.

Avløpsslammet ble innarbeidet grunt i jorda, til 10-12 cm dybde i forbindelse med våronn 2011. Forsøksrutene med slam ble supplert med 9 kg N/daa med fosforfri mineralgjødning (NK 22-0-12) i anleggsåret. I påfølgende år (2012-2016) ble alle forsøksleddene unntatt ledd 4 gjødslet med 11 kg N/daa med fosforfri mineralgjødning (NK 22-0-12). Ledd 4 fikk årlig 11 kg N/daa med NPK mineralgjødning (22-3-10).

Ved høsting ble kornavlingene registrert rutevis. Høsterutene var 10-16 m<sup>2</sup>. Mengde halm ble ikke registrert, men heller ikke fjernet.

Arealet lå i stubb over vinteren og ble harvet før såing om våren.

Vannprøver av overflateavrenningen ble tatt ut når tilstrekkelig mengde vann var oppsamlet i prøvedunkene.

## 2.3 Jordprøveuttak

Jordprøver til kjemiske analyser ble tatt ut rutevis når forsøkene ble anlagt om våren før tilførsel av slam og gjødsel og siden hver høst etter tresking av kornet med unntak av høsten 2010 på Ås-1 og Hobøl og høsten 2011 på Hobøl. Prøvene ble tatt ut i 0-10 cm dyp.

På feltene som ble anlagt i 2007 (Ås-1 og Hobøl) ble jordprøver til bestemmelse av aggregatstabilitet tatt ut om høsten etter tresking av kornet i 2007, 2009 og 2012. Prøvene ble tatt ut rutevis og mest mulig uforstyrret med spade i de øverste 10 cm av jorda. Disse jordprøvene ble satt på kjølerom ved cirka 4°C hvor de ble oppbevart inntil bestemmelse av aggregatstabilitet.

På feltene som ble anlagt i 2007 (Ås-1 og Hobøl) ble det dessuten tatt rutevise uforstyrrede jordprøver i september 2007 til meso- og mikroskopstudier av jordstruktur og biologisk aktivitet. Prøver for mesostudier under biokular ble tatt ut i plastbokser (18 x 11 x 7 cm) i 0-11 cm dybde og lagret på kjølerom ved cirka 4°C inntil studiene ble gjennomført. Prøver for mikroskopstudier ble tatt ut i aluminiumsbokser (Kubienabokser, 9 x 6 x 4 cm) i 0-9 cm dybde og lagret på kjølerom inntil forsendelse til Laboratory for Mineralogy and Petrology, Universitet Gent i Belgia.

## 2.4 Kjemiske analyser

### 2.4.1 Jord

Standard jordanalysepakke (pH, AL-løselig P, K, Mg, Ca og Na) som brukes ved rutineanalyse av jordprøver for å bestemme lett tilgjengelige næringsstoffer, ble utført på rutevise jordprøver. Jordas surhetsgrad (pH) ble bestemt i vann med jord:væske forhold på 1:2,5 for prøver analysert før 2009, mens prøver analysert i 2009 og senere ble bestemt ved jord:væske forhold på 1:5. AL-løselige elementer ble bestemt etter metoden til Egnér et al. (1960) hvor jorda ble ekstrahert med en løsning som bestod av 0,1 M ammoniumlaktat og 0,4 M eddiksyre. Ekstraksjonsløsningen er sur (pH 3,75). De AL-løselige næringsstoffene ble analysert på ICP-MS og forkortes til P-AL, K-AL osv. Alle rutevise jordprøver ble også ekstrahert med en svak saltløsning (0,0025 M CaCl<sub>2</sub>), tilsvarende saltkonsentrasjonen i jordvannet, i et jord:væske forhold på 1:20. Fosfatkonsentrasjonen i ekstraktet ble målt spektrofotometrisk ved molybdenblått-metoden etter Murphy og Riley (1962). Fosfor ekstrahert med denne metoden betegnes P-vann. Oksalatløselig jern og aluminium ble bestemt etter metoden til Van Reeuwijk (1995). Oksalatløselig jern og aluminium er et mål på jordas innhold av amorfe jern- og aluminium(hydr)oksider, som igjen er et mål på jordas bindingsevne for fosfor. Jordas innhold av organisk materiale ble bestemt ved å måle innholdet av totalt karbon med en CHN-analysator og multiplisere dette med 1,724.

### 2.4.2 Avløps slam og husdyrgjødsel

Avløps slam og husdyrgjødsel ble analysert ved Eurofins etter deres standardmetoder. Totalnitrogen (N) ble bestemt ved modifisert Kjeldahl metode (EN 13654-1 2001), og ammonium (NH<sub>4</sub>-N) etter ekstraksjon i destillert vann. Totalinnhold av næringsstoffer og tungmetaller ble målt på ICP-MS etter oppslutning i kongevann (HNO<sub>3</sub> + HCl). AL-løselige næringsstoffer ble bestemt etter metoden til Egnér et al. (1960).

### 2.4.3 Korn

Etter maling av kornet ble prøvene dekomponert med konsentrert salpetersyre i mikrobølgeovn, og konsentrasjonen av fosfor og tungmetaller ble målt på ICP-MS. Tungmetaller ble ikke målt alle årene. Feltene som ble etablert i 2007 hadde ikke fokus på tungmetaller da de ble etablert, så for disse feltene

er det bare kobber og sink som ble analysert i kornet enkelte av årene inntil 2011 (Tabell 3-6). For kornprøvene fra Ås-1 som ble tatt i 2012 ble alle tungmetallene som inngår i deklarasjonskravet i Gjødselforskriften unntatt kvikksølv analysert (Tabell 3-7). For feltene som ble etablert i 2011 ble kornet analysert for tungmetaller de tre første vekstsesongene på Ås-2 og i første og tredje vekstsesong på Øsaker (Tabell 3-8 og Tabell 3-9). Analyse av kvikksølv krever en egen prosedyre og ble derfor ikke utført for kornprøvene i dette prosjektet.

Nitrogenkonsentrasjonen ble analysert på CHN-analysator. Nitrogenkonsentrasjonen ble ikke målt alle årene. Proteinkonsentrasjonen ble enten beregnet ved å multiplisere nitrogenkonsentrasjonen med faktoren 5,7 eller målt på et Infratec-apparat.

## 2.5 Jordstruktur og eroderbarhet

### 2.5.1 Bestemmelse av aggregatstabilitet

Før bestemmelse av aggregatstabilitet, ble store jordklumper i prøvene varsomt brukket opp. Jordprøvene ble deretter tørket ved romtemperatur i én uke. De tørre jordprøvene ble veid og siktet i 3 minutter i en horisontal maskinell sikt (Njøs 1967). Aggregatfraksjonene 0,6-2 mm og 2-6 mm ble brukt til målingen av aggregatstabilitet. Målingene ble foretatt på hver av fraksjonene separat.

Aggregatstabiliteten ble målt ved bruk av en regnsimulator (Marti 1984) (Figur 2-6). Regnsimulatoren består av fire dryppfrie dyser (Tee-jet 8005E) over en horisontalt roterende plate. Det var 32 cm mellom dysene og den roterende platen. Det ble veid inn to prøver á 20 g per aggregatfraksjon og jordprøve (to gjentak per fraksjon) i sikter med 15 cm diameter og en maskevidde på 0,5 mm. Siktene ble satt på den roterende platen og dusjet i 3 minutter med et vanntrykk på 150 kPa. Jorda som var igjen på siktene etter behandlingen ble tørket ved 105°C og veid for å bestemme den stabile andelen av jordprøven. Aggregatstabiliteten ble beregnet som prosentvis andel jord som var igjen på sikten etter stabilitetstesten av den opprinnelige jordmengden (20 g). Aggregatstabiliteten er oppgitt som gjennomsnittet av to gjentak.



Figur 2-6. Regnsimulatoren som ble brukt til måling av aggregatstabilitet.

## 2.5.2 Visuell karakterisering av jordstruktur og biologisk aktivitet

For visuell karakterisering av jordstruktur og biologisk aktivitet på Ås-1 og i Hobøl ble jordarbeidingslaget undersøkt rutevis på horisontalflater (50 x 50 cm) i 1 cm, 5 cm og 15 cm dybde høsten 2007 og høsten 2009. Det ble gravd én flate per rute. Følgende parametere ble beskrevet og registrert i henhold til retningslinjer fra FAO (1990): Jordstruktur (type og grad), rotmengde per flateenhet, tubulære makroporer per flateenhet (meitemarkganger), meitemark (antall) og slamrester.

Detaljstudier under biokular med hovedvekt på strukturforhold og spor av biologisk aktivitet ble gjennomført med et Leica biokular (MZ8) ved 10 x forstørrelse for prøver tatt ut høsten 2007 på Ås-1 og i Hobøl. Følgende parametere ble beskrevet: Strukturtype med angivelse av relativ andel av de ulike typer, meitemarkekkskrementer, røtter (relativ mengde og fordeling) og makroporer (relativ mengde og fordeling). Den relative mengdeangivelsen var firedeelt: ingen, lite, middels og mye.

Før mikromorfologiske undersøkelser med mikroskop av strukturforhold og spor av biologisk aktivitet, ble prøvene fra gjentak 2 på Ås-1 og Hobøl tatt på høsten 2007 sendt til Laboratory for Mineralogy and Petrology, Universitet Gent i Belgia for preparering av tynnslip. Tynnslipene lages ved at jorda impregneres med plastresin slik at prøven blir fast og kan snittes i tynne plater. Snittene festes til glassplate og slipes ned til 30 µm tykkelse for studie under mikroskop. Prosedyren for preparering er beskrevet i Murphy (1986). Mikroskopstudiene ble gjennomført med et Leica DMLS petrografisk mikroskop. Beskrivelsene ble gjort i henhold til Stoops (2003).

## 2.5.3 Meitemark

Meitemarkregistreringene ble gjennomført på høsten 2009 ved håndsortering av jorda i ploglaget (Apsjiktet) på flater på 25 x 25 cm, og gjennomført samtidig med undersøkelse av bioporer. Basert på tidligere undersøkelser i området (Sveistrup m.fl. 1997), har en sett at mesteparten av meitemarkpopulasjonen var aktiv i ploglaget på denne tiden av året, og at det var få mark å finne i Bsjikt.

Markene ble først plassert i en boks med vann, og ble vasket rene for jord. Deretter ble de bedøvet i 10% etanol i noen minutter før de ble overført til en løsning av 10 % formalin for langtidslagring.

Ved bestemmelsen av meitemark ble markene plassert på tørkepapir. Markene ble sortert artsvis etter bestemmelsesnøkkelen i Sims & Gerard (1999). Markene ble veid artsvis på en vekt med to desimalers nøyaktighet. *Aporrectodea icterica* ble bestemt på bakgrunn av clitellum, som går over flere segmenter enn noen annen meitemarkart som er funnet i Norge. Utformingen av clitellum og tubercula pubertatis var de mest nyttige kjennetegn for artsbestemmelsen i tillegg til størrelsen av voksne individer. Små unge individer av *Aporrectodea sp.* er vanskelig å bestemme til art når det ikke samtidig er voksne individer.

## 2.6 Statistikk

Effekt av de ulike behandlingene på utvalgte parametere ble testet ved hjelp av variansanalyse. Tukey – Kramer HSD testen ble brukt til å sammenligne gjennomsnitt for hver av de ulike behandlingene. Det ble brukt et signifikansnivå (p-verdi) på 0,05 for å skille mellom signifikante og ikke-signifikante forskjeller mellom forsøksbehandlingene.

## 3 Resultater og diskusjon

### 3.1 Karakterisering av avløpsslam og storfe gjødsel

#### 3.1.1 Feltene etablert i 2007

Både storfe gjødsel og TAU-slammet som ble brukt i forsøksfeltene som ble etablert i 2007 var i kvalitetsklasse I i henhold til Gjødselevarsforskriften (Lovdata 2003), mens slammet fra FREVAR og VEAS var i klasse II (Tabell 3-1 og Tabell 3-2). Kvalitetsklasse blir bestemt ut ifra tungmetallinnholdet. Husdyrgjødsel hadde sinkinnhold i klasse I (resten av tungmetallene i klasse 0), mens TAU-slammet hadde innhold av kvikksølv i klasse I (resten av tungmetallene i klasse 0). I FREVAR-slammet var innholdet av kadmium i nedre halvdel av klasse II, mens de fleste andre tungmetallene var i klasse I. VEAS-slammet hadde kvikksølv- og kobberinnhold i klasse II, mens innholdet av sink og kadmium var i klasse I. Kvikksølvkonsentrasjonen var nær grensen til klasse I. Konsentrasjonene av nikkel og krom var i klasse 0 for alle slamtypene og husdyrgjødsel.

Tabell 3-1. Maksimumsgrenser for tillatt innhold av tungmetaller i de enkelte kvalitetsklassene (Lovdata 2003).

Kvalitetsklasse	0	I	II	III
	mg/kg tørrstoff			
Kadmium (Cd)	0.4	0.8	2	5
Bly (Pb)	40	60	80	200
Kvikksølv (Hg)	0.2	0.6	3	5
Nikkel (Ni)	20	30	50	80
Sink (Zn)	150	400	800	1500
Kobber (Cu)	50	150	650	1000
Krom (Cr)	50	60	100	150

TAU-slammet hadde svært høy pH, mens pH for de øvrige slam/gjødseltypene var mellom 7,7 og 8,6 (Tabell 3-2).

Innholdet av totalnitrogen varierte fra 2 til 2,5 g/100 g TS i slamtypene og var 3,3 g/100 g TS i husdyrgjødsel (Tabell 3-2). Andelen ammonium-N utgjorde 45 % av totalnitrogen i husdyrgjødsel, 22 % i FREVAR-slammet, 9 % i VEAS-slammet og bare 5,5 % i TAU-slammet. Årsaken til den lave andelen av ammonium-N i VEAS- og TAU-slammet er at ammonium overføres til ammoniakk og tapes til luft ved kalking. Ammonium-N er direkte plantetilgjengelig, og konsentrasjonen har derfor betydning for gjødslingseffekten av avløpsslammet. Ved rask nedmolding etter spredning regner en at 80 % av ammonium-N og 10 % av organisk nitrogen er tilgjengelig for plantene første vekstsesong. Ut fra dette kan en forvente at FREVAR-slammet har en større nitrogen gjødslingseffekt enn VEAS- og TAU-slammet.

Innholdet av totalfosfor varierte fra 0,7 til 1,5 g/100 g TS i slamtypene og var 0,6 g/100 g TS i husdyrgjødsel. Fosforinnholdet var høyest i VEAS-slammet.

Det var stor forskjell mellom de ulike slamtypene og husdyrgjødsel i innhold av lett tilgjengelige (AL-løselige) næringsstoffer (Tabell 3-2). I husdyrgjødsel var over 70 % av fosforet AL-løselig, mens 17 % var AL-løselig i VEAS-slammet, 12 % i TAU-slammet og bare 3 % i FREVAR-slammet. Sammenligning av disse tallene med data for slamprøver fra 2006 viste at det var mye mindre AL-løselig fosfor i VEAS-slammet i 2006-prøven, mens i FREVAR-slammet var AL-løselig fosfor omtrent på samme nivå, men litt lavere. Forskjell mellom ulike slampartier kan skyldes ulik lagringstid av slammet. Alle



tre slamtypene som ble brukt i 2007 var nyproduserte. Ved lagring av slammet er det en mulighet for at fosforet går over i mer tyngre tilgjengelige former, og dermed gir en lavere andel AL-løselig fosfor.

Verdien for Ca-AL var større enn totalanalysen av kalsium i VEAS-slammet. Dette skyldes usikkerhet i analysene.

**Tabell 3-2. Totalinnhold av næringsstoffer og tungmetaller, AL-løselig makronæringsstoffer, pH, ledningstall og organisk materiale (glødetap) i avløpslammet og husdyrgjødsel (storfe) som ble brukt på Ås-1 og Hobøl. Kvalitetsklasse for innhold av tungmetaller er angitt i parentes. Elementer uten analyseverdi ble ikke analysert i de respektive prøvene.**

Parameter	Enhet	VEAS	FREVAR	TAU	Storfejødsel 2007	Storfejødsel 2008
pH		8,6	7,7	12,4	7,9	-
Ledningsevne	mS/m	360	495	918	1490	1580
Tørrstoff	%	55	26	40	9	6,5
Glødetap	g/100g TS	37	44	34	85	
Total org. karbon	g/100g	17	22	20	46	22
Kjeldahl-N (total-N)	g/100g TS	2,0	2,5	2,0	3,3	4,3
Ammonium-N	g/100g TS	0,18	0,55	0,11	1,50	2,2
Nitrat-N + Nitritt-N	g/100g TS	0,0007	<0,0015	<0,0008	0,0118	
Fosfor	g/100g TS	1,5	1,3	0,7	0,6	0,5
P-AL	mg/100 g	262	37	82	439	
P-AL/total P	%	17	2,8	12	73	
Kalium	g/100g TS	0,2	0,2	0,1	4,1	4,0
Kalsium	g/100g TS	12,5	1,5	18,1	1,3	1,0
Magnesium	g/100g TS	0,4	0,3	0,2	0,6	0,5
Natrium	g/100g TS	0,7	1,4	0,3	5,1	0,7
Svovel	g/100g TS	6,4	9,2	6,0	4,7	0,3
K-AL*	mg/100 g	130	59,3	54	3370	
Mg-AL*	mg/100 g	170	77,7	95	482	
Ca-AL*	mg/100 g	13800	407	14700	1100	
Bor	mg/kg TS	37,7	224	55,8	28,7	16
Kobolt	mg/kg TS	1,6	22,9	<1,5	<1,5	
Jern	g/kg TS	21	116	34	0,9	
Aluminium	g/kg TS	18				
Mangan	mg/kg TS	135	134	55,6	175	152
Molybden	mg/kg TS	<3,0	10,7	<3,0	5,9	
Sink	mg/kg TS	243 (I)	373 (I)	134 (0)	172 (I)	160 (I)
Bly	mg/kg TS	15,5 (0)	42,1 (I)	12 (0)	<7,5 (0)	
Nikkel	mg/kg TS	14,5 (0)	7,6 (0)	<2,0 (0)	2,2 (0)	
Kobber	mg/kg TS	385 (II)	132 (I)	57,4 (0)	31,9 (0)	23,5 (0)
Kadmium	mg/kg TS	0,77 (I)	1,0 (II)	0,35 (0)	<0,1 (0)	<0,1 (0)
Krom	mg/kg TS	13,3 (0)	33,8 (0)	11,3 (0)	2,6 (0)	
Kvikksølv	mg/kg TS	0,69 (II)	0,43(I)	0,57 (I)	<0,08 (0)	

### 3.1.2 Feltene etablert i 2011

Alle slamtypene (Bekkelaget, MOVAR og Sandefjord) som ble brukt i forsøksfeltet Ås-2 var i kvalitetsklasse II i henhold til Gjødselforskriften (Tabell 3-1 og Tabell 3-3). Alle hadde sinkinnhold i klasse II. Bekkelaget og MOVAR hadde i tillegg kobberinnhold i klasse II. Alle de andre tungmetallene var i konsentrasjoner tilsvarende klasse I eller 0. Slammet fra FREVAR og VEAS som ble brukt på Øsakerfeltet hadde analyser for bare sink og kobber av tungmetallene. De hadde begge sinkinnhold i klasse I, mens kobberinnholdet var i klasse I for FREVAR og klasse II for VEAS (Tabell 3-3).

Innholdet av totalnitrogen i disse fem slamtypene varierte fra 1,9 til 3,5 g/100 g TS (Tabell 3-3). Andelen ammonium-N utgjorde 30, 24, 19, 21 og 34 % av totalnitrogen for henholdsvis Bekkelaget, Sandefjord, MOVAR, FREVAR og VEAS. Sammenlignet med verdiene fra 2007 (Tabell 3-2), har FREVAR-slammet omtrent lik ammoniumandel, mens VEAS-slammet har en mye høyere ammoniumandel. Den høye ammoniumandelen i dette VEAS-slammet er vanskelig å forklare, fordi kalking, som nevnt, driver ut en del av ammoniumet som ammoniakk.

Fosforkonsentrasjonen varierte fra 1,1 til 3,1 g/100 g TS, og andelen lett tilgjengelig fosfor (P-AL) av totalfosfor (P-AL/total P) var lav; mellom 2,5 og 4,6 % (Tabell 3-3). Høyest andel P-AL hadde det kalkede VEAS-slammet (4,6 %), men denne verdien var likevel mye lavere enn den som ble funnet i VEAS-slammet som ble brukt i 2007 (17 %) (Tabell 3-2). Mengden av jern og aluminium i slammet har betydning for bindingen av fosfor. Sammenlignet på molbasis inneholdt de ulike slamtypene fra 1,4 til 4,6 mol Fe+Al/kg slam TS. I VEAS-slammet fra 2007 var jern- og aluminiumkonsentrasjonen lavere enn i 2011 (henholdsvis 1,1 og 1,4 mol Fe+Al/kg slam TS), og kan delvis forklare den høyere andelen P-AL i 2007-slammet sammenlignet med 2011-slammet.

**Tabell 3-3. Totalinnhold av næringsstoffer og tungmetaller, AL-løselig makronæringsstoffer, pH, ledningstall og organisk materiale (glødetap) i avløpsslammet som ble brukt på Ås-2 og/eller Øsaker. Kvalitetsklasse for innhold av tungmetaller er angitt i parentes. Elementer uten analyseverdi ble ikke analysert i de respektive prøvene.**

Parameter	Enhet	Bekkelaget	Sandefjord	MOVAR	FREVAR	VEAS
pH		8,0	7,5	7,5	7,6	8,2
Ledningsevne	mS/m	110	110	71	82	140
Tørrstoff	%	30	26	20	35	52
Glødetap	g/100g TS	50	54	57	41	32
Kjeldahl-N (total-N)	g/100g TS	3,1	3,5	3,1	2,4	1,9
Ammonium-N	g/100g TS	0,92	0,84	0,60	0,51	0,65
Nitrat-+Nitritt-N	g/100g TS	<0,0005	<0,0005	0,0005	<0,0003	<0,0003
Fosfor	g/100g TS	3,1	3,0	2,3	1,1	1,6
P-AL	mg/100 g	79	94	67	31	74
P-AL/total P	%	2,5	3,1	2,9	2,8	4,6
Kalsium	g/100g TS	2,4	1,4	1,6	1,0	17,0
Svovel	g/100g TS	0,6	0,6	0,8	0,7	0,4
K-AL	mg/100 g	96	69	58	72	130
Mg-AL	mg/100 g	110	70	58	36	120
Ca-AL	mg/100 g	1000	830	880	180	13000
Bor	mg/kg TS	65	42	10	140	21
Kobolt	mg/kg TS	7,1	4,8	4,5	18	3,9
Jern	g/kg TS	78	58	33	220	28
Aluminium	g/kg TS	59	91	97	18	25
Jern+aluminium	mol/kg	3,6	4,4	4,2	4,6	1,4
Mangan	mg/kg TS	170	130	130	110	170
Molybden	mg/kg TS	3,8	<3,9	<4,7	6,3	2,1
Sink	mg/kg TS	420 (II)	420 (II)	440 (II)	270 (I)	280 (I)
Bly	mg/kg TS	17 (0)	9,6 (0)	6,6 (0)		
Nikkel	mg/kg TS	21 (I)	11 (0)	12 (0)		
Kobber	mg/kg TS	240 (II)	130 (I)	360 (II)	110 (I)	170 (II)
Kadmium	mg/kg TS	0,78 (I)	0,72 (I)	0,60 (I)		
Krom	mg/kg TS	22 (0)	15 (0)	14 (0)		
Kvikksølv	mg/kg TS	0,412 (I)	0,451 (I)	0,232 (I)		

### 3.1.3 Avrenningsfeltet

MOVAR- og VEAS-slammet som ble brukt på avrenningsfeltet på Øsaker var fra en annen batch enn det som ble brukt på det andre feltforsøket på Øsaker, mens FREVAR-slammet var av samme batch på begge feltene. Karakteristikk av slammet som har betydning for tilgjengeligheten av fosforet er vist i Tabell 3-4.

Tabell 3-4. Karakteristikk av avløpsslammet som ble brukt på avrenningsfeltet på Øsaker.

Parameter	Enhet	MOVAR	FREVAR	VEAS
pH		7,7	7,6	8,4
Fosfor	g/100g TS	2,7	1,1	1,8
P-AL	mg/100 g	73	31	52
P-AL/total P	%	2,7	2,8	2,9
Kalsium	g/100 g	2,2	1,0	17
Jern	g/kg	34	220	34
Aluminium	g/kg	99	18	28
Jern + aluminium	mol/kg	4,3	4,6	1,6

## 3.2 Effekter på avling

### 3.2.1 Avling, protein- og fosforinnhold i kornet

Effekt av ulike typer slam på avlingsmengde var ikke blant de prioriterte faktorene i denne undersøkelsen. Slambehandlingene ble supplert med mineralgjødning i mengder som skulle sikre tilstrekkelig næringsforsyning, men beregning av nitrogeneffekten for organiske gjødselmidler er usikker, slik at det likevel kan ha vært forskjeller i tilførsel av plantetilgjengelig nitrogen. Næringsforsyning er imidlertid bare én av faktorene som styrer avling. Jordstruktur er også viktig for avlingsnivået. En mulig jordforbedrende effekt av avløpsslammet kan derfor påvirke avlingsmengden.

På begge feltene som ble etablert i 2007 (Ås-1 og Hobøl) ga forsøksleddet med bare mineralgjødning lavest middelavling i årene 2007 og 2009, men bare i 2007 var forskjellen statistisk signifikant i forhold til en eller flere av slamleddene (Tabell 3-5). På Ås-1 i 2007 hadde kornet på rutene med slam høyere nitrogen- og proteininnhold enn kornet på rutene med bare mineralgjødning (Tabell 3-5), noe som viser at avlingsforskjellene her antagelig skyldtes bedre nitrogentilgang på rutene med slam. Vekstsesongen 2007 var preget av svært mye nedbør. Organiske gjødselslag som gir fra seg nitrogen litt etter litt kan derfor ha bidratt til bedre nitrogenforsyning enn mineralgjødning hvor alt nitrogenet er tilgjengelig fra gjødslingstidspunktet og dermed også mer utsatt for tap ved utvasking.

Tabell 3-5. Middelavling og proteininnhold i kornet for hver av behandlingene i de to første årene etter etablering i Ås-1 og Hobøl. Innen hvert felt er avlinger med forskjellig bokstav signifikant forskjellig fra hverandre.

Behandling	Felt	2007		2008	
		Avling kg/daa	Protein %	Avling kg/daa	Protein %
VEAS	Ås-1	530 a	11,4 a	513 a	10,5 bc
FREVAR	Ås-1	493 ab	11,1 a	467 a	10,5 bc
TAU	Ås-1	514 ab	11,5 a	480 a	12,0 a
Husdyrgj.	Ås-1	486 ab	10,0 b	497 a	9,1 c
Mineralgj.	Ås-1	467 b	9,8 b	434 a	10,7 ab
VEAS	Hobøl	310 a	8,9 a	593 a	12,5 a
FREVAR	Hobøl	309 a	8,9 a	562 a	12,7 a
TAU	Hobøl	299 a	9,3 a	536 a	13,2 a
Husdyrgj.	Hobøl	274 ab	9,2 a	607 a	11,5 a
Mineralgj.	Hobøl	200 b	9,0 a	557 a	10,7 a

På feltet i Hobøl var det ingen signifikante forskjeller i proteininnhold i kornet og effekt av ulik nitrogentilgang er derfor ikke tydelig. Det blir dermed et spørsmål om bedret jordstruktur (Kap. 3.3.2) har bidratt til høyere avling. Figur 3-1 viser feltene i vekstsesongen.



Figur 3-1. Forsøksfeltene 1. august 2007, Hobøl til venstre og Ås-1 til høyre. Foto T.E. Sveistrup

For de to feltene som ble etablert i 2011 (Ås-2 og Øsaker) var det ingen signifikante avlingsforskjeller mellom behandlingsleddene verken det første eller andre året etter slamtilførsel, men på Ås-2 var proteininnholdet signifikant høyest på alle slamleddene i 2011 (resultater ikke vist).

Til tross for store fosfortilførsler var det ingen tydelige forskjeller mellom behandlingene i fosforkonsentrasjon i kornet på noen av feltene, bortsett fra at det var en tendens til høyere fosforkonsentrasjon i kornet fra VEAS-leddet på Ås i 2007. Dette samsvarer med at det var VEAS-slammet som hadde høyest andel lett tilgjengelig fosfor (P-AL).

### 3.2.2 Tungmetaller i kornet

Tungmetaller inkluderer både stoffer som er nødvendig for planter og/eller dyr og mennesker (mikronæringsstoffer) og stoffer som er giftig for organismer. Mikronæringsstoffene kan imidlertid gi forgiftning hvis de forekommer i for høye konsentrasjoner. Av stoffene som må deklarerer i henhold til Gjødselevarsforskriften er kadmium (Cd), bly (Pb) og kvikksølv (Hg) giftige og opptak i planter ønskes så lavt som mulig. De øvrige stoffene, nikkell (Ni), sink (Zn), kobber (Cu) og krom (Cr), er nødvendige for planter, dyr og mennesker i små konsentrasjoner, men giftige i større konsentrasjoner.

Tilgjengelighet og planteopptak av tungmetaller er til dels styrt av jordas pH. Tilgjengeligheten av tungmetallene avtar ved økende pH. Slammets effekt på planteopptak av tungmetaller er derfor en kombinert effekt av tungmetalltilførselen med slammets og slammets effekt på jordas pH.

På Ås-1 var det ingen signifikant økning i sink- eller kobberinnholdet i kornet de tre første årene etter slamtilførsel på 2 tonn tørrstoff/daa sammenlignet med forsøksruter som bare fikk mineralgjødning (Tabell 3-6). VEAS- og TAU-slam ga imidlertid signifikant lavere sinkinnhold i kornet enn i kornet fra ruter som fikk FREVAR-slam. Dette skyldtes antagelig økt pH i jorda etter tilførsel av VEAS- og TAU-slam (Figur 3-10). Fem år etter slamtilførselen var det ingen statistisk signifikante forskjeller i innhold av noen av tungmetallene i kornet (Tabell 3-7), selv om pH i jorda fortsatt var høy der det var tilført VEAS- eller TAU-slam (Figur 3-10).

På Ås-2 ga tilførsel av 1 tonn slam TS/daa en moderat og signifikant økning i sink- og kadmiuminnholdet i havren for alle tre slamtypene det første året etter tilførselen sammenlignet med forsøksruter som bare fikk mineralgjødning (Tabell 3-8). Kadmiumkonsentrasjonene i kornet var likevel

under grenseverdien (0,10 mg Cd/kg friskvekt  $\approx$  0,118 mg Cd/kg tørrvekt) (Lovdata 2015). Alle slamtypene i dette feltforsøket hadde en sink-konsentrasjon i klasse II, mens kadmium-konsentrasjonen var i klasse I. Andre og tredje år etter slamtilførselen var det ingen signifikante effekter på konsentrasjonene av tungmetaller i kornet. Det ble ikke funnet noen signifikant økning i konsentrasjonene av kobber, bly, nikkel eller krom i kornet etter slamtilførsel. På Øsaker ble det ikke funnet noen signifikante effekter på konsentrasjonene av tungmetaller i kornet (Tabell 3-9). På Ås-2 kan en se en tendens til kalkeffekt med lavere konsentrasjoner i kornet for noen av tungmetallene for forsøksleddet NPK+kalk (Tabell 3-8). Jordas pH økte i gjennomsnitt fra 5,7 til 6,5 på disse forsøksrutene (Figur 3-14).

**Tabell 3-6. Middelverdier for kobber (Cu) og sink (Zn) i kornet for hver av behandlingene i Ås-1 og Hobøl i årene 2007-2009. Innen hvert felt og år er verdier med forskjellig bokstav signifikant forskjellig fra hverandre. Der det ikke er angitt bokstaver var det ingen signifikante forskjeller.**

År	Behandling	Vekst	Ås-1		Vekst	Hobøl	
			Cu	Zn		Cu	Zn
			mg/kg TS		mg/kg TS		
2007	VEAS	Bygg	8,9	35	Bygg	6,0	31
	FREVAR	Bygg	8,1	36	Bygg	6,5	36
	TAU	Bygg	10,7	38	Bygg	8,1	33
	Husdyrgj.	Bygg	7,6	31	Bygg	6,4	31
	Mineralgj.	Bygg	7,2	32	Bygg	6,6	37
2008	VEAS	Bygg	6,2	33 b	Havre	5,5	34
	FREVAR	Bygg	6,4	45 a	Havre	6,0	41
	TAU	Bygg	6,0	33 b	Havre	5,8	36
	Husdyrgj.	Bygg	5,8	37 ab	Havre	5,4	34
	Mineralgj.	Bygg	6,0	38 ab	Havre	5,8	35
2009	VEAS	Hvete	8,8	31	Havre	15	28
	FREVAR	Hvete	20	32	Havre	25	27
	TAU	Hvete	12	21	Havre	9,1	31
	Husdyrgj.	Hvete	19	19	Havre	9	28
	Mineralgj.	Hvete	41	33	Havre	8,9	29

**Tabell 3-7. Middelverdier for tungmetallene krom (Cr), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb) i kornet for hver av behandlingene i Ås-1 i årene 2012 og 2013. Det var ingen statistisk signifikante forskjeller.**

År/vekst	Behandling	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	
								mg/kg TS
2012	VEAS	0,02	0,11	4,2	21	0,027	0,006	
	Hvete	FREVAR	0,03	0,17	4,4	23	0,041	0,010
	TAU	0,02	0,13	4,1	21	0,028	0,008	
	Husdyrgj.	0,02	0,15	4,2	21	0,028	0,007	
	Mineralgj.	0,05	0,15	4,1	21	0,032	0,007	
2013	VEAS	-	0,93	3,2	22	0,011	0,034	
	Havre	FREVAR	-	1,47	3,5	25	0,020	0,031
	TAU	-	0,90	3,2	23	0,012	0,020	
	Husdyrgj.	-	1,23	3,3	26	0,018	0,020	
	Mineralgj.	-	1,43	3,3	23	0,019	0,030	

**Tabell 3-8. Middelverdier for tungmetallene krom (Cr), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb) i kornet for hver av behandlingene i Ås-2 i årene 2011-2013. Innen hvert felt og år er verdier med forskjellig bokstav signifikant forskjellig fra hverandre. Der det ikke er angitt bokstaver var det ingen signifikante forskjeller.**

År/Vekst	Behandling	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
2011	Bekkelaget	0,84	4,1 a	4,6	34 a	0,078 ab	0,122
Havre	MOVAR	1,40	4,2 a	4,7	33 ab	0,080 a	0,232
	Sandefjord	1,93	4,2 a	4,6	33 ab	0,079 a	0,326
	NPK	0,95	3,6 ab	4,1	29 c	0,063 c	0,122
	NK	0,93	3,8 ab	4,3	30 bc	0,067 bc	0,114
	NPK + Kalk	0,63	2,9 b	4,1	28 c	0,063 c	0,061
	2012	Bekkelaget	0,03	0,28 ab	5,4	32	0,062
Hvete	MOVAR	0,02	0,27 ab	5,5	32	0,061	0,010
	Sandefjord	0,04	0,32 a	5,2	32	0,061	0,007
	NPK	0,03	0,27 ab	5,2	29	0,057	0,011
	NK	0,02	0,27 ab	5,3	30	0,063	0,010
	NPK + Kalk	0,05	0,22 b	5,2	29	0,065	0,007
	2013	Bekkelaget	<0,05	3,3 ab	4,1 a	29 a	0,030
Havre	MOVAR	<0,05	3,4 a	4,1 a	28 ab	0,029	0,044
	Sandefjord	<0,05	3,1 ab	3,8 b	27 abc	0,028	0,036
	NPK	<0,05	3,3 ab	4,0 ab	27 abc	0,030	0,068
	NK	<0,05	3,2 ab	3,9 ab	26 bc	0,029	0,048
	NPK + Kalk	<0,05	2,8 b	3,8 b	26 c	0,024	0,054

**Tabell 3-9. Middelverdier for tungmetallene krom (Cr), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), kadmium (Cd) og bly (Pb) i kornet for hver av behandlingene ved Øsaker i årene 2011 og 2013. Det var ingen statistisk signifikante forskjeller.**

År/Vekst	Behandling	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
2011	FREVAR			4,2	26		
Hvete	MOVAR			4,3	27		
	VEAS			4,1	25		
	NPK			4,0	25		
	NK			4,1	25		
	NK+kalk			4,2	25		
	2013	FREVAR	0,22	0,19	3,5	22	0,012
Bygg	MOVAR	0,36	0,41	3,6	23	0,012	0,017
	VEAS	0,21	0,20	3,5	22	0,013	0,017
	NPK	0,21	0,17	3,5	23	0,014	0,016
	NK	0,21	0,17	3,5	23	0,012	0,017
	NK+kalk	0,21	0,18	3,5	22	0,014	0,022

## 3.3 Effekter på jord

### 3.3.1 Biologiske effekter av slam og husdyrgjødsel på Ås-1 og Hobøl

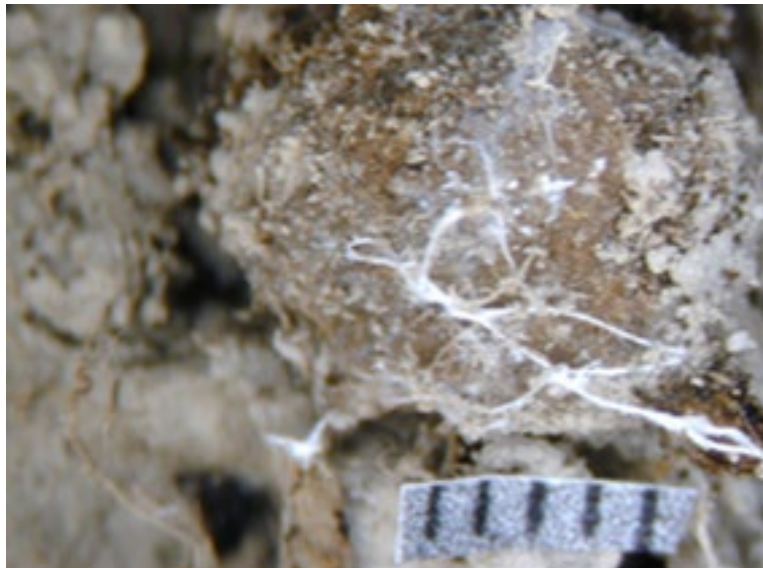
Det organiske materialet som ble tilført med slam og husdyrgjødsel gir næring til jordorganismene og kan dermed øke den biologiske aktiviteten i jorda. Tabell 3-10 viser mengden organisk materiale som ble tilført med de ulike slamtypene og husdyrgjødsel på forsøksfeltene Ås-1 og Hobøl. I etableringsåret ble det tilført betydelig mindre organisk materiale med husdyrgjødsel enn med slammet, men med en ny tilførsel av husdyrgjødsel påfølgende år ble den totale tilførselen av organisk materiale på nivå med tilførslene med slam.

**Tabell 3-10. Tilført mengde organisk materiale med de ulike slamtypene og husdyrgjødsel til forsøksfeltene Ås-1 og Hobøl. Beregnet ut ifra glødetapstallene i Tabell 3-2.**

VEAS	FREVAR	TAU	Husdyrgjødsel
748	878	680	673 (397 (1. år) + 276 (2. år))

kg/daa

Slammet ble bare delvis omsatt og integrert i jorda i løpet av den første vekstsesongen. Slamrester ble gjenfunnet etter første vekstsesong på de fleste forsøksrutene på både Ås-1 og Hobøl. Slamrestene var til dels dekket med sopphyfer (Figur 3-2). Mye av slammet var imidlertid blitt blandet med mineraljorda, blant annet ved at slammet var spist av meitemark. Dette ble gjenfunnet som deler av meitemarkekskrementer (Figur 3-3). Rester av husdyrgjødsel ble funnet bare på én av rutene.



**Figur 3-2. Rest av TAU-slam bevokst med sopphyfer, 1. høst etter slamtilførsel. Foto T.E. Sveistrup.**





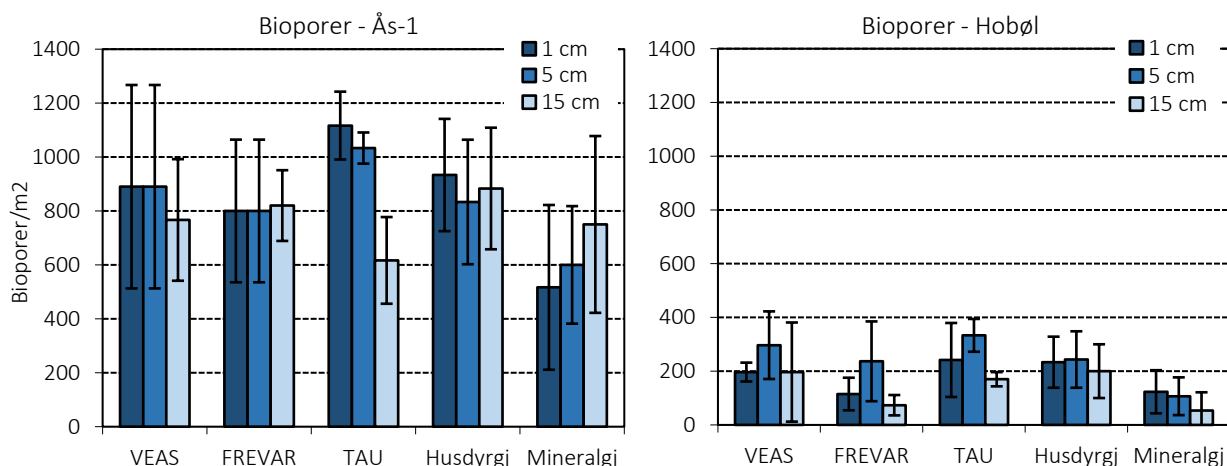
**Figur 3-3.** Jord fra forsøksfeltet på Ås-1 med meitemark og meitemarkeksekremer fra forsøksleddet tilført VEAS-slam. Meitemarkeksekremer med slam (brunfarget), og uten slam (jordfarge). Avstand mellom hver strek er 1 mm. Foto T.E. Sveistrup.

### 3.3.1.1 Effekt på meitemarkaktivitet

#### 2007

Undersøkelsene av makroporer og uttak av prøver for studier av meitemarkeksekremer i 2007 ble gjennomført i første halvdel av september, om lag fire måneder etter spredning av slammet.

Meitemarkaktiviteten, målt under feltstudiene som antall meitemarkganger (bioporer) per flateenhet, var størst på Ås-1 med tre til fem ganger så mange bioporer per flateenhet sammenlignet med Hobøl (Figur 3-4). På den bakkeplanerte jorda i Hobøl var det betydelig færre bioporer der det var gitt mineralgjødsel enn der det var gitt slam fra TAU eller VEAS eller husdyrgjødsel. Forskjellen var størst i 5 cm dybde. Variasjonen mellom gjentakene var imidlertid så stor at det ikke var noen statistisk sikre forskjeller. På Ås-1 var forskjellene i antall bioporer mellom de ulike forsøksbehandlingene betydelig mindre. Bioporer bedrer jordas dreneringsevne og minsker dermed risikoen for overflateavrenning og erosjon. Bioporer kan imidlertid øke transporten av fosforrike partikler fra matjordlaget til grøftene. Totaleffekten av bioporer med tanke på fosfortap er derfor usikker.

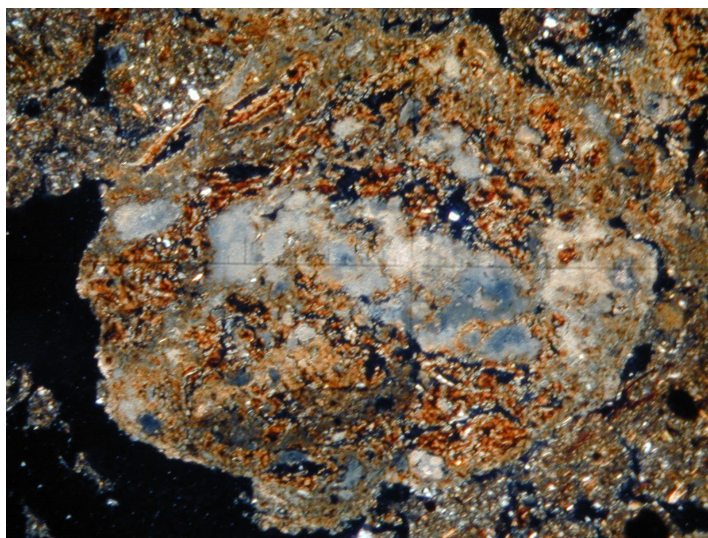


**Figur 3-4.** Antall bioporer, i hovedsak meitemarkganger, per m<sup>2</sup> på horisontalflater i 1, 5, og 15 cm dybde, Ås-1 og Hobøl høsten 2007. Gjennomsnittsverdien av tre gjentak er vist pluss/minus ett standardavvik.

I jordprøvene var det tydelige spor etter meitemarkaktivitet i form av ferske meitemarkekskrementer. Mengden meitemarkekskrementer gjenspeilet mengden biopor. Det var mer meitemarkekskrementer på Ås-1 feltet enn på feltet i Hobøl, og på feltet i Hobøl var det mest meitemarkekskrementer på rutene som hadde fått slam eller husdyrgjødsel, tydelig mer enn på leddet med mineralgjødsel. På feltet i Ås var det ingen forskjeller i mengde av meitemarkekskrementer mellom de forskjellige behandlingene. Meitemarken spiste åpenbart slamm, siden en del av ekskrementene besto dels av rent slam og dels av jord blandet med slam (Figur 3-3). Meitemarken bidrar til en finfordeling av slamm og til en blanding med mineraljorda. Mengden av grynstruktur samsvarte godt med mengde av meitemarkekskrementer på begge feltene. På Hobølfeltet var det mer grynstruktur på leddene med slam eller husdyrgjødsel enn på mineralgjødselleddet, mens det på Ås-feltet ikke var noen forskjeller mellom behandlingene (vedlegg 1).

Mikroskopstudiene av tynnslip av jordprøvene viste at kalkinnholdet i TAU- og VEAS-slamm ikke så ut til å ha virket negativt på markens appetitt på slamm, da det i prøvene fra disse rutene ble funnet markekskrementer med store kalkmengder. I Figur 3-5 vises mikroskopbilder av meitemarkekskrement bestående av slam fra TAU med betydelige mengder av kalk. Det ble også gjenfunnet rester av slam som ikke var fortært av meitemark, men som likevel var kittet sammen med mineraljordpartikler.

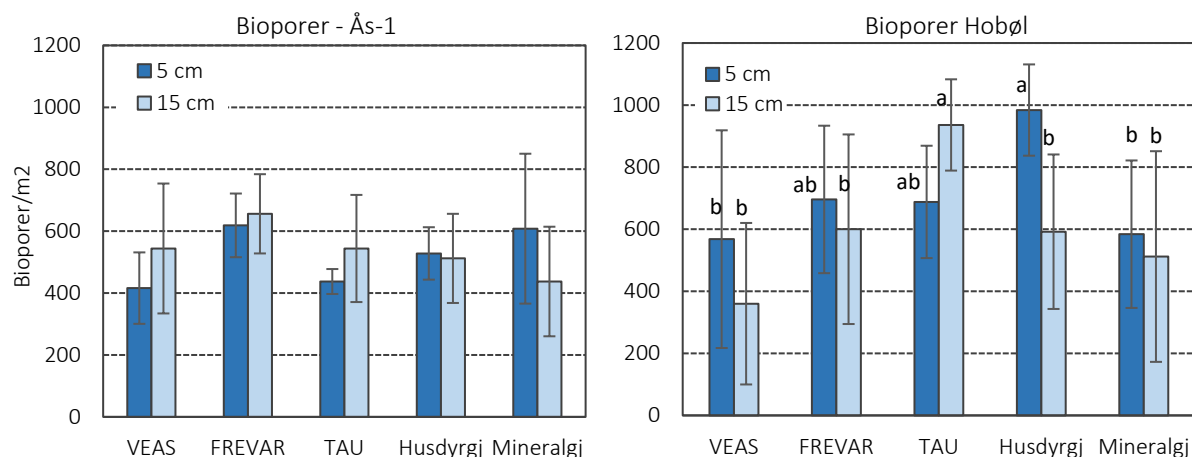
Siden det i meitemarkekskrementene fra rutene med kalket slam ble gjenfunnet betydelige kalkmengder, må det forventes en kalkvirkning også ut over spredningsåret for disse slamtypene.



**Figur 3-5.** Mikroskopbilde av meitemarkekskrement med TAU-slam, cirka 2 mm i diameter, under krysspolarisert lys. Kalkrestene vises som grå partier.

## 2009

Registreringene høsten 2009 ble foretatt i slutten av september på Ås-1 og i første halvdel av oktober på feltet i Hobøl. Høsten 2009, 2 1/2 år etter slamtilførselen var det mindre forskjell i antall meitemarkganger (biopor) per flateenhet mellom feltene i Ås og Hobøl (Figur 3-6). På Ås ble det registrert færre biopor i 2009 enn i 2007, mens i Hobøl ble det registrert flere biopor i 2009 enn i 2007. På Ås var det en tendens til noen flere biopor på rutene som hadde fått FREVAR-slam sammenlignet med de andre behandlingene. Tilførselen av organisk materiale var litt høyere med FREVAR-slamm enn med de andre slamtypene (som var «fortynnet» med kalk) og med husdyrgjødsel (Tabell 3-10). Variasjonen mellom gjentakene var imidlertid så stor at det ikke var noen statistisk sikre forskjeller.



**Figur 3-6.** Antall bioporer, i hovedsak meitemarkganger, per m<sup>2</sup> på horisontalflater i 5 og 15 cm dybde, Ås-1 og Hobøl høsten 2009. Gjennomsnittsverdien av tre gjentak er vist pluss/minus ett standardavvik. Innen hver jorddybde er kolonner med ulike bokstaver signifikant forskjellig fra hverandre. Der ingen bokstaver (Ås-1) var det ingen signifikante forskjeller.

I Hobøl ble det gjort registreringer på bare to av de tre gjentakene. Resultatene viser at i 5 cm dybde var det statistisk signifikant mer bioporer på rutene som fikk husdyrgjødsel enn på rutene som fikk VEAS-slam eller mineralgjødsel (Figur 3-6). I 15 cm dybde var det signifikant mer bioporer på rutene som fikk TAU-slam enn på alle de andre forsøksbehandlingene. Disse forskjellene kan ikke forklares og kan være tilfeldige signifikante utslag.

Det var stor variasjon mellom ruter med samme forsøksbehandling i mengde meitemark, og derfor ingen signifikante forskjeller mellom forsøksbehandlingene på noen av feltene, til tross for til dels stor forskjell i gjennomsnittsverdiene (Tabell 3-11). Det var heller ingen signifikant sammenheng mellom mengde meitemark og antall bioporer. Mengden meitemarkganger i denne undersøkelsen er i samme størrelsesorden som ble funnet av Sveistrup m.fl. (1997) og Bakken m.fl. (2006).

Det var størst artsrikdom på Ås-1-feltet med funn av langmeitemark (*Aporrectodea longa*), gråmeitemark (*Aporrectodea caliginosa*), rosameitemark (*Aporrectodea rosea*), *Aporrectodea icterica*, *Allolobophora chlorotica* og skogmeitemark (*Lumbricus rubellus*). På feltet i Hobøl ble det funnet gråmeitemark, skogmeitemark og *A. icterica*. Det er relativt få dokumenterte funn av *A. icterica* i Norge, men i dette materialet ble det funnet mange eksemplarer av arten.

Skogmeitemark ble funnet i alle rutene på Hobølfeltet og utgjorde en betydelig del av meitemark-biomassen, i motsetning til Ås-1-feltet hvor det var sparsomt med skogmeitemark. Hobølfeltet har i lengre tid vært drevet med redusert jordarbeiding og nedmolding av halm. Denne praksisen har tydelig favorisert skogmeitemarken, som lever av råtnende organisk materiale i det øverste jordlaget. Tendensen til mer meitemarkganger i 5 cm dybde i forhold til 15 cm dybde og den betydelige økningen i meitemarkganger fra 2007 til 2009 på dette feltet kan skyldes kombinasjonen av redusert jordarbeiding og hvordan skogmeitemarken arbeider i det øverste jordlaget. På pløyd jord indikerer mengden meitemarkganger aktiviteten av meitemark siden forrige pløying. *Aporrectodea*-artene spiser seg gjennom jorda, og de favoriseres normalt av pløyd jord, der organisk materiale er noenlunde jevnt fordelt i ploglaget. I forsøksperioden ble halmen tilbakeført til jorda både på Ås-1-feltet og feltet i Hobøl. Tilbakeføringen av halm kan ha bidratt positivt til å holde oppe meitemarkpopulasjonen for alle behandlingene. Meitemarkbiomassen og antall mark på mineralgjødsel-leddet var betydelig større enn det som tidligere har blitt funnet på jord med ensidig kornproduksjon i lang tid (Sveistrup m.fl. 1997, Bakken m.fl. 2006). I tidligere undersøkelser har gråmeitemark oftest vært dominant art på åkerareal dominert av korndyrking (Sveistrup m.fl. 1997, Bakken m.fl. 2006). Dette materialet kan tyde på et konkurranseforhold mellom *A. icterica* og gråmeitemark.

Det var en klar tendens til at ved funn av voksne individer, ble det også funnet juveniler av samme art.

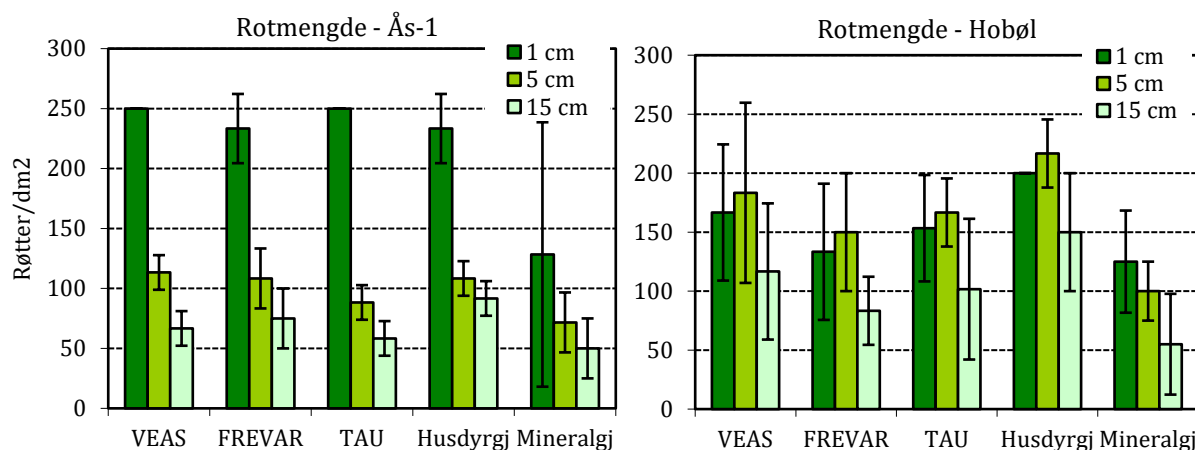
**Tabell 3-11. Mengde (g) og antall meitemark per m<sup>2</sup> på Ås-1 og Hobøl i 2009. Gjennomsnittsverdier av tre gjentak i Ås-1 og to gjentak i Hobøl. Det var ingen statistisk signifikante forskjeller.**

Felt	Behandling	g/m <sup>2</sup>	Antall/m <sup>2</sup>
Ås-1	VEAS	165	309
	FREVAR	47	128
	TAU	52	155
	Husdyrgj.	46	117
	Mineralgj.	64	187
Hobøl	VEAS	81	176
	FREVAR	152	328
	TAU	68	168
	Husdyrgj.	110	312
	Mineralgj.	67	240

### 3.3.1.2 Effekt på rotutvikling

Rotutviklingen bedømt under feltstudiene i 2007 viste at på Ås-1-feltet var røttene i større grad spredd i hele jordvolumet enn på Hobølfeltet hvor røttene i hovedsak var i sprekkesoner. Forskjellen i avlingsnivå på Ås-1- og Hobølfeltet kan ha sammenheng med forskjeller i hvordan røttene utviklet seg på de to feltene.

I middel var det mer røtter der det ble tilført slam eller husdyrgjødsel sammenlignet med ruter som fikk kun mineralgjødsel, men forskjellene var ikke signifikante (Figur 3-7).



**Figur 3-7. Antall røtter per dm<sup>2</sup> på horisontalflater i 1, 5, og 15 cm dybde, Ås-1 og Hobøl. Gjennomsnitt av 3 gjentak er vist pluss/minus ett standardavvik.**

### 3.3.2 Effekt på jordstruktur på Ås-1 og Hobøl

Jordstruktur er en sentral faktor, fordi den påvirker mange viktige faktorer for plantevekst som rotutvikling og vann- og lufttilgang. Jordstrukturen påvirker også risikoen for erosjon. Jordstruktur kan karakteriseres både ved aggregatform og aggregatstabilitet.

#### Aggregatform

Det er ønskelig med mest mulig grynstruktur i matjordlaget. Grynstruktur gir en god porestørrelsesfordeling som sikrer planten optimale forhold. En god grynstruktur er også tegn på høy biologisk aktivitet i jorda.

Feltstudiene i 2007 viste klare strukturforskjeller mellom de to lokalitetene, men ingen klare forskjeller mellom behandlingene på noen av stedene. I Hobøl var en antydning til grynstruktur bare observerbar i tilknytning til soner med meitemarkaktivitet. På forsøksleddet med mineralgjødning var det mindre meitemarkeksekreter og mindre grynstruktur enn på de andre leddene. På Ås-1 var det en tendens til litt mindre grynstruktur på leddene med mineralgjødning enn for de andre leddene.

#### Aggregatstabilitet

Aggregatstabilitet sier noe om aggregatenes evne til å motstå ytre påvirkning som regn uten at de går i oppløsning. God aggregatstabilitet gir jorda bedre infiltrasjonsevne for vann og det blir dermed mindre overflateavrenning. God aggregatstabilitet reduserer også erosjonen ved eventuell overflateavrenning. Aggregering og stabilisering av makroaggregater (> 1 mm) skyldes i hovedsak jordas innhold av organisk materiale samt effekten av planterøtter, sopphyfer og jordorganismer. Kalk påvirker også jordstrukturen i gunstig retning.

Tilførsel av organisk materiale kan bedre aggregatstabiliteten. Ved tilførsel av 2 tonn slam TS/daa tilføres i størrelsesorden 600 -1100 kg organisk materiale per daa avhengig av slamtype. Innblandet i jordas øvre 20 cm tilsvarer dette 0,3-0,5 % organisk materiale i jorda. For jord med lavt innhold av organisk materiale (<3 %) gir dermed en slamtilførsel på 2 tonn TS/daa en betydelig økning i jordas innhold av organisk materiale. Tilført organisk materiale brytes imidlertid ned over tid. Ekeberg (1991) fant i sine feltforsøk at 3 år etter slamtilførsel var fortsatt 70 % av tilført organisk materiale intakt, etter 5 år var 60 % intakt og etter 9 år var 40 % intakt. Dette viser at slammet kan gi et langsiktig bidrag til jordas innhold av organisk materiale.

Ulike typer organisk materiale har ulik effekt på aggregatstabiliteten. En studie viste at lett nedbrytbare materialer som fersk grønnmasse hadde en rask og stor effekt på aggregatstabiliteten, men effekten var kortvarig, bare noen uker (Abiven m.fl. 2009). Tyngre nedbrytbare materialer som kompostert husdyrgjødsel hadde en tregere effekt på aggregatstabiliteten, men effekten varte over flere år.

I feltforsøkene i Hobøl og Ås-1 varierte faktorene som påvirker jordstrukturen i gunstig retning (organisk materiale og kalk) mellom de ulike behandlingene. Tabell 3-10 viser mengden organisk materiale som ble tilført med de ulike slamtypene og husdyrgjødsel. Tallene viser at for feltene etablert i 2007 var mengden organisk materiale som ble tilført med husdyrgjødsel i 2007 betydelig lavere enn for de ulike slamtypene, men med en ny tilførsel av husdyrgjødsel i 2008 ble den totale tilførselen av organisk materiale på nivå med slamtilførselene. I tillegg kommer kalsiumtilførsel med de kalkede slamtypene (VEAS- og TAU-slam) (Tabell 3-2). Kalsiumtilførselen var størst med TAU-slam.

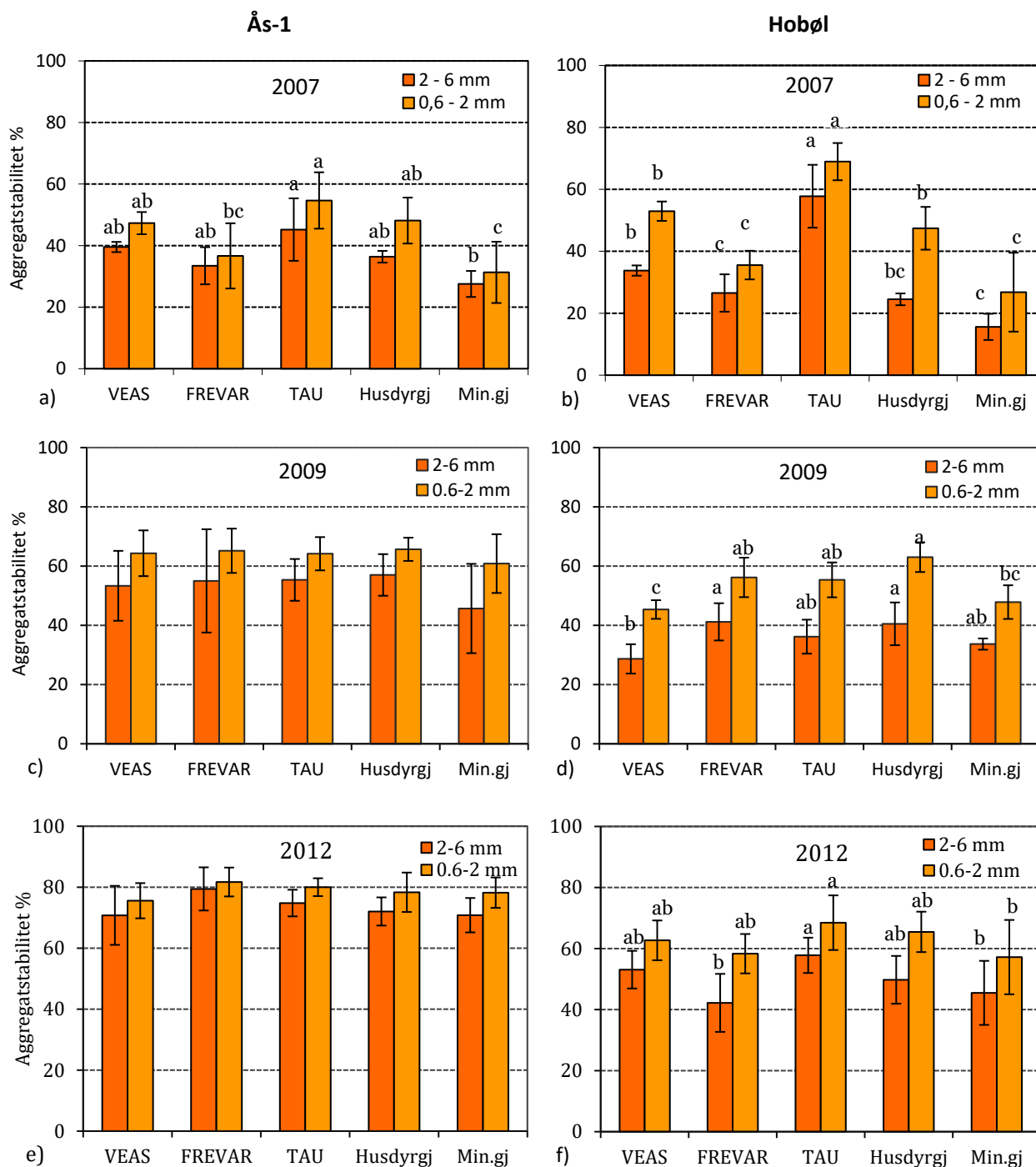
Forsøksleddet med bare mineralgjødning viser at i utgangspunktet hadde jorda i Hobøl lavere aggregatstabilitet enn jorda i Ås (Figur 3-8a og Figur 3-8b). Dette var som forventet, fordi jorda i Hobøl hadde i gjennomsnitt 1,3 % lavere innhold av organisk materiale enn jorda i Ås. Den gjennomsnittlige aggregatstabiliteten var forskjellig for de enkelte årene. Dette kan ha sammenheng med jordas tilstand ved prøveuttak. Forskjellene i aggregatstabilitet mellom de ulike forsøksleddene var størst for prøver tatt ut høsten etter slamtilførselene (2007).

Et halvt år etter slamtilførslene var det i Hobøl en tydelig positiv effekt på aggregatstabiliteten av TAU- og VEAS-slam (begge kalkbehandlet), samt av husdyrgjødsel i forhold til leddet med bare mineralgjødsel (Figur 3-8b). Gjennomsnittlig aggregatstabilitet økte mest etter tilførsel av TAU-slam (+ 42-43 %). Effekten av VEAS-slam og husdyrgjødsel var noe mindre. Det ukalkede FREVAR-slammet ga ingen signifikant effekt på aggregatstabiliteten. Det tyder på at det er kalkeffekten av TAU- og VEAS-slammet som ga effekt på aggregatstabiliteten. Dette bekreftes av at TAU-slammet som hadde den tydeligste effekten på aggregatstabilitet, også hadde det høyeste kalsiuminnholdet (Tabell 3-2). Husdyrgjødsel viste en tendens til bedre effekt på aggregatstabiliteten enn FREVAR-slammet, til tross for at mengden organisk materiale som ble tilført med husdyrgjødsel det første året var under det halve av det som ble tilført med FREVAR-slammet. En forklaring kan være at FREVAR-slammet antagelig hadde en mindre andel lettomsattelig organisk materiale enn husdyrgjødsel, fordi det hadde gjennomgått en nedbrytning av organiske materiale i en biogassreaktor. Dette kan føre til mindre effekt på den biologiske aktiviteten i jorda og dermed mindre utvikling av stabile aggregater.

I 2009, 2,5 år etter slamtilførslene, var forskjellene mellom de ulike behandlingene på Hobøl mindre og rangeringen var annerledes (Figur 3-8d). Nå kom jord fra ruter med VEAS-slam dårligst ut. Dette kan vi ikke forklare. I 2012 var rangeringen mellom forsøksleddene igjen mer lik resultatet fra 2007, men forskjellene var mye mindre (Figur 3-8f).

Forskjellen i aggregatstabilitet var generelt mindre mellom de ulike behandlingene på Ås-1 sammenlignet med Hobøl-feltet. I 2007 var det kun TAU-slam som ga en klar positiv effekt på aggregatstabiliteten. For den minste fraksjonen (0,6-2 mm) var det også en positiv effekt av VEAS-slam og husdyrgjødsel i forhold til mineralgjødsel. I 2009 var det ingen statistisk sikre effekter av de ulike behandlingene, men gjennomsnittsverdiene viser litt dårligere aggregatstabilitet for forsøksleddet med bare mineralgjødsel enn for alle leddene med tilført organisk materiale (Figur 3-8c). I 2012 var det svært små forskjeller mellom de ulike forsøksleddene (Figur 3-8e).

Oppsummert viser disse resultatene at slam har en positiv effekt på jordstrukturen, men den tydelige effekten ser ut til å være kortvarig.



**Figur 3-8. Aggregatstabilitet for de ulike behandlingsleddene i Ås-1 og Hobøl i årene 2007, 2009 og 2012.** Gjennomsnittsverdien av tre gjentak er vist pluss/minus ett standardavvik. Innen hver figur og aggregatstørrelse er kolonner med ulike bokstaver signifikant forskjellig fra hverandre. Der ingen bokstaver (Ås-1 2009 og 2012) var det ingen signifikante forskjeller.

### 3.3.3 Jordkjemiske parametere

Jordas totale fosforinnhold har stor betydning for risikoen for å tape fosfor til vassdrag med eroderte jordpartikler. Løseligheten av fosforet har betydning ved at det påvirker tapet til vassdrag av løst fosfat, den mest biotilgjengelige fosforfraksjonen som i størst grad bidrar til uønsket algevekst i vassdragene. I tillegg har løseligheten av fosforet betydning for gjødslingsbehovet med fosfor.

Løseligheten påvirkes av jordas pH og jordas innhold av fosforbindende komponenter, spesielt amorfe (ikke-krystallinske) jern- og aluminiumoksider/hydroksider som har en stor fosforbindende overflate. Løseligheten av fosfor i jorda er høyest ved pH rundt 6,5.

### 3.3.3.1 Feltene etablert i 2007

For begge feltene som ble etablert i 2007 (Ås-1 og Hobøl) var det totale fosforinnholdet i jorda før slamtilførsel i middel 1197 mg P/kg jord. Dette tilsvarer cirka 120 kg P/daa i de øvre 10 cm. Ved slamtilførselene ble det tilført mellom 13,6 og 29,6 kg P/daa avhengig av slamtype (Tabell 3-12). Tilførsel av slam innebærer dermed en betydelig økning av jordas fosforkonsentrasjon, spesielt der dette blir innarbeidet grunt i jorda, slik det var tilfelle ved disse feltforsøkene.

**Tabell 3-12. Tilførsel av totalfosfor (P) med tre ulike slamtyper og husdyrgjødsel.**

Parameter	VEAS	FREVAR	TAU	Husdyrgjødsel
Total P, kg P/daa	29,6	26,6	13,6	2,7 + 1,6

Ved start av forsøkene var jordas innhold av lett tilgjengelig P (P-AL) på Ås i middel 8,6 mg P-AL/100g, mens i Hobøl var middel lett tilgjengelig P 10,2 mg P-AL/100g. P-AL nivået på begge lokaliteter var klassifisert som moderat høyt (P-AL 7-10). P-AL 5-7 er tilstrekkelig for å sikre optimale avlinger av korn og gras, og dette regnes som et optimalt nivå for å sikre både gode avlinger og minst mulig miljøbelastning.

De kalkede slamtypene (VEAS og TAU) ga stor og signifikant økning i jordas P-AL-verdi på begge lokalitetene (Figur 3-9). Dette gjaldt spesielt for VEAS-slammet som ga i middel en økning med 16 P-AL-enheter på Ås-1 og 15 P-AL-enheter i Hobøl. På begge lokaliteter økte VEAS-slammet dermed P-AL i jorda til meget høyt nivå (P-AL > 14). Ved tilførsel av TAU-slam økte P-AL i middel med 5 P-AL-enheter i Ås og 6 P-AL-enheter i Hobøl, men fosfortilførselen med dette slammet var bare halvparten av tilførselen med VEAS-slammet.

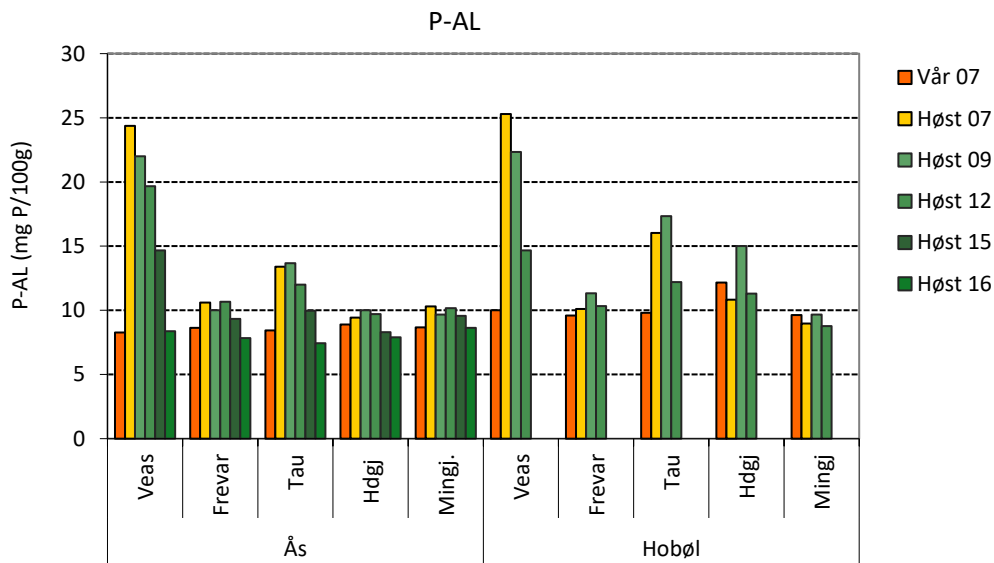
Jern- og/eller aluminiumsalter som er tilsatt under rensingen av avløpsvannet binder fosforet sterkt. Kalkbehandlingen av VEAS- og TAU-slammet har bidratt til at en del av fosforet har blitt bundet til kalsium i stedet for jern og aluminium, og dermed gitt høyere løselighet av fosforet (Alvarenga m.fl. 2017). I tillegg ga disse slamtypene pH-økning i jorda som kan gi økt løseligheten av fosforet som allerede var i jorda. For ruter som mottok VEAS- og TAU-slam økte pH til over 7 etter slamtilførselen både i Ås og Hobøl (Figur 3-10). De høye P-AL-tallene gikk ned over tid, men var fortsatt meget høye på Ås åtte år etter slamtilførselen der det ble tilført VEAS-slam (Figur 3-9).

Økningen i P-AL og pH ble ekstra stor i disse forsøkene, fordi slammet ble innarbeidet i bare de øvre 10-12 cm ved harving, og ikke blandet inn til 20 cm dybde ved pløying.

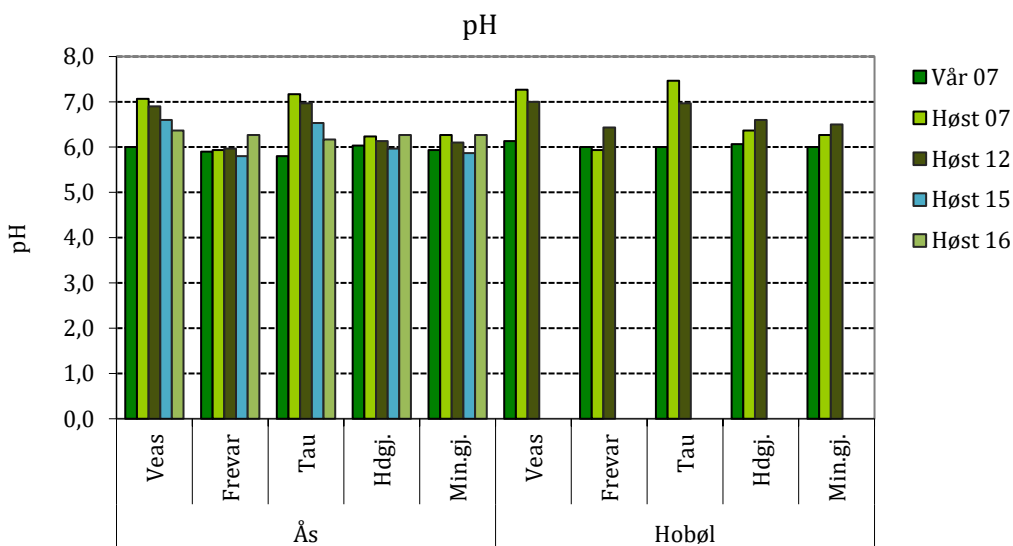
Høsten 2015 ble det på Ås pløyd til cirka 20 cm dybde etter prøvetakingen. Den fosforrike jorda med slam ble dermed blandet inn i et større jordvolum. Påfølgende høst var P-AL-verdiene nede på nivået til startverdiene, også for rutene tilført slam fra VEAS og TAU.

FREVAR-slammet, husdyrgjødsel og mineralgjødsel ga kun små og ikke signifikante endringer i P-AL. Små forskjeller i middeltall kan like gjerne skyldes usikkerheter ved prøveuttak og analyser som effekter av slamtilførselen. Tabell i Vedlegg 2 viser oversikt over hvilke behandlingseffekter som var signifikante de enkelte årene.





**Figur 3-9.** Endring i jordas P-AL nivå fra vår 2007 (før gjødsling) til høst 2012 for Hobøl-feltet og til høst 2016 for Ås-1-feltet for de ulike behandlingene. Det ble pløyd til cirka 20 cm dyp etter prøvetaking høsten 2015. Gjennomsnitt av 3 gjentak. Se Vedlegg 2 for signifikans av behandlingseffektene.



**Figur 3-10.** Endring i jordas pH nivå fra vår 2007 (før gjødsling) til høst 2012 for Hobøl-feltet og til høst 2016 for Ås-1-feltet for de ulike behandlingene. Det ble pløyd til cirka 20 cm dyp etter prøvetaking høsten 2015. Gjennomsnitt av 3 gjentak. Se Vedlegg 2 for signifikans av behandlingseffektene.

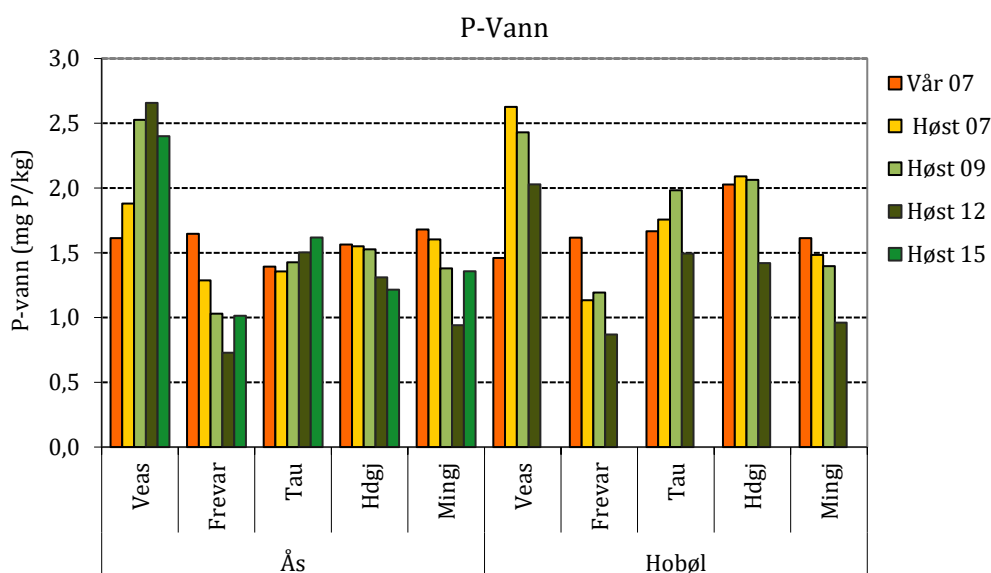
Slammets effekt på P-AL-tallet innvirker på behovet for fosforgjødsling i årene etter slamspredning. I gjødslingsplanlegging bestemmes behovet for fosforgjødsling etter forventet avlingsnivå og jordas P-AL-tall. I gjødslingshåndbok for landbruket ([www.nibio.no/gjodslingshandbok](http://www.nibio.no/gjodslingshandbok)) anbefales en linear reduksjon av fosforgjødslingen til korn og gras ved P-AL-tall over 7 og opp til P-AL 14. Ved P-AL>14 anbefales ingen fosforgjødsling. Disse anbefalingene er gitt på grunnlag av jordprøver tatt i matjordlaget (0-20 cm), og er derfor ikke fullt ut sammenliknbare med resultatene fra dette forsøket, ettersom slammet ble innblandet til bare 10-12 cm dyp og jordprøvene tatt fra de øvre 10 cm. Ved innblanding av slammet til 20 cm dyp, vil slammet blitt mer «fortynnet» og effekten på P-AL-tallene dermed bli

mindre. Ved innblanding til 20 cm ville nok VEAS-slammet fortsatt gitt en sterk reduksjon i behovet for fosforgjødsling i årene etter tilførselen, mens ved tilførsel av FREVAR-slam ville reduksjonen i fosforgjødsling blitt liten hvis en følger anbefalingene basert på jordas P-AL-tall.

P-AL er en relativt stor fosforfraksjon som består av fosfor med ulike bindingsstyrker til jorda. Analyser av vannløselig fosfor (P-Vann) som er den lettest løselige andelen av P-AL, viser at også denne fosforfraksjonen ble påvirket av slamtilførsel. I likhet med effekten på P-AL-nivået, ga VEAS-slammet også en betydelig og signifikant økning i vannløselig fosfor.

FREVAR-slammet derimot ga en tendens (ikke signifikant) til nedgang i vannløselig fosfor på begge lokalitetene (Figur 3-11). Nedgangen i vannløselig fosfor for FREVAR-slammet skyldes antagelig overskudd av fellingskjemikalier som bidro til å binde noe av jordas opprinnelige fosforinnhold i tynne tilgjengelige former. FREVAR-slammet hadde et spesielt høyt innhold av jern etter bruk av jernklorid i fellingen (Tabell 3-3). Dette reflekteres i en tydelig og signifikant økning i jordas innhold av oksalatløselig jern der det var tilført FREVAR-slam (Tabell 3-13). Oksalatløselig jern og aluminium er et mål på innholdet av amorfe jern- og aluminium(hydr)oksider i jorda. Det er disse som har størst betydning for fosforbinding i jord, fordi de har en stor reaktiv overflate. TAU- og VEAS-slammet inneholdt også jern som ble tilsatt under fellingen, men konsentrasjonene var mye lavere (Tabell 3-3), og slammet ga dermed ingen signifikant økning i jordas innhold av oksalatløselig jern (Tabell 3-13). Heller ikke aluminium fra fellingen av VEAS-slammet kunne observeres som økning i jordas innhold av oksalatløselig aluminium. FREVAR-slammet, derimot ga en signifikant økning også for oksalatløselig aluminium, til tross for at aluminiumsalter ikke ble brukt i fellingen. Vi har ingen forklaring på dette. Økningen i oksalatløselig jern der det var tilført FREVAR-slam kunne fortsatt observeres fem år etter slamtilførselen.

TAU-slammet påvirket jordas innhold av vannløselig fosfor i mindre grad enn de to andre slamtypene.



Figur 3-11. Endring i jordas innhold av vannløselig fosfor (P-vann) fra vår 2007 (før gjødsling) til høst 2012 for Hobøl-feltet og til høst 2015 for Ås-1-feltet for de ulike behandlingene. Gjennomsnitt av 3 gjentak. Se Vedlegg 2 for signifikans av behandlingseffektene.

**Tabell 3-13. Endring i oksalatløselig jern (Fe-ox) og aluminium (Al-ox) fra vår 2007 (før gjødsling) til høst 2009 for de ulike behandlingene ved Hobøl og Ås-1. Gjennomsnitt av 3 gjentak. Innen hvert felt er verdier med forskjellig bokstav signifikant forskjellig fra hverandre.**

Ledd	Felt	g/kg	
		Fe-ox	Al-ox
VEAS	Ås-1	0,8 b	0,1 ab
FREVAR	Ås-1	2,9 a	0,3 a
TAU	Ås-1	0,7 b	-0,1 b
Husdyrgj.	Ås-1	0,6 b	0,0 b
Mineralgj.	Ås-1	0,6 b	0,0 b
VEAS	Hobøl	0,1	0,1
FREVAR	Hobøl	2,9	0,3
TAU	Hobøl	1,6	0,1
Husdyrgj.	Hobøl	0,8	0,1
Mineralgj.	Hobøl	0,7	0,1

### 3.3.3.2 Feltene etablert i 2011

For feltene som ble etablert i 2011, var det totale fosforinnholdet i jorda før gjødsling i middel 1382 mg P/kg jord på Ås-2 og 903 mg P/kg jord på Øsaker. Dette tilsvarer henholdsvis cirka 138 og 90 kg P/daa i de øvre 10 cm. Ved slamtilførselene ble det tilført 11 til 31 kg P/daa avhengig av slamtype (Tabell 3-14). Til tross for at det bare ble tilført ett tonn slamtørrestoff/daa, det halve av det som ble tilført til forsøksfeltene i 2007, er den totale fosfortilførselen til dels på samme nivå som for feltene etablert i 2007. Det skyldes høy fosforkonsentrasjon i slammet.

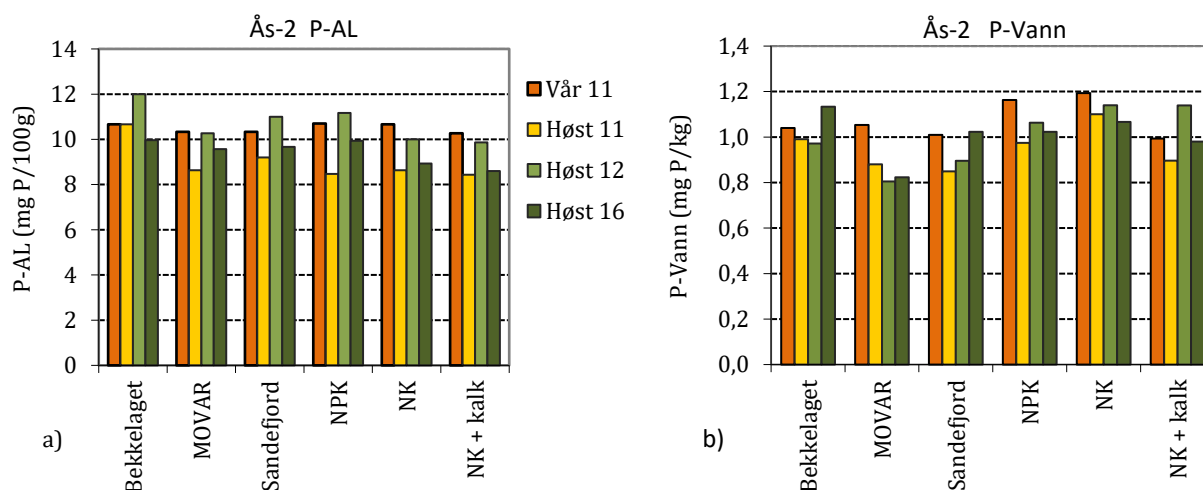
Ved start av forsøkene var middel P-AL-tall i jorda på Ås-2 10,5 mg P/100g, mens i jorda på Øsaker var middel P-AL 11,9. Dette klassifiseres som høyt P-AL-tall i gjødslingsplanlegging.

**Tabell 3-14. Tilførsel av totalfosfor (P) med de ulike slamtypene.**

Parameter	Bekkelaget	MOVAR	Sandefjord	FREVAR	VEAS
Total P, kg P/daa	31	23	30	11	16

På Ås-2-feltet ga verken slamtilførsel eller kalking betydelige endringer i P-AL, til tross for stor fosfortilførsel med slammet (Figur 3-12a). P-AL-tallene gikk litt opp og ned fra prøvetaking til prøvetaking og reflekterer antagelig usikkerheten knyttet til prøvetaking og jordanalysene.

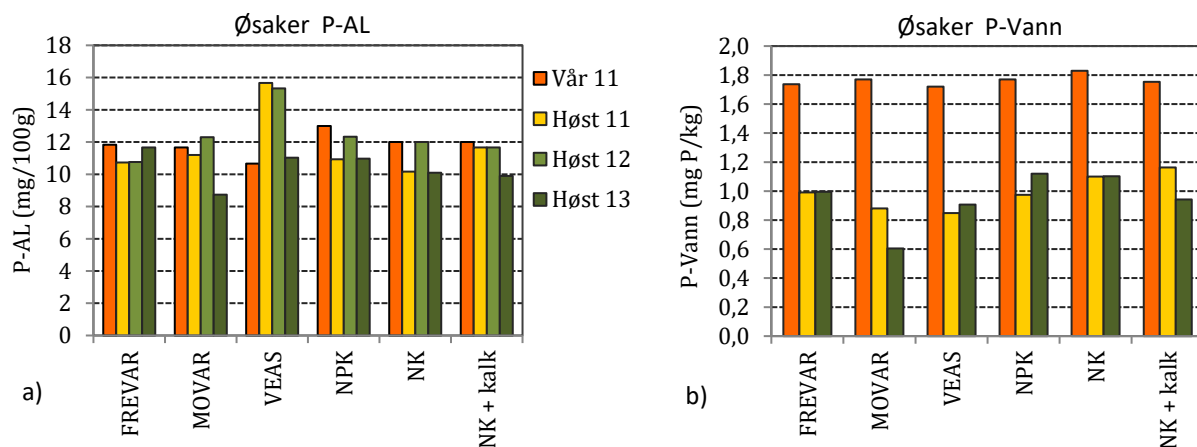
Middelverdiene for vannløselig fosfor (P-Vann) viste også små og ikke signifikante forskjeller fra våren 2011 (før slamtilførsel og gjødsling) til høsten 2012 og videre til høsten 2013 for alle forsøksledd (Figur 3-12b). Der er likevel tendenser som kan forklares med de ulike typene av tilførsel. MOVAR-slammet ga størst reduksjon i vannløselig fosfor av de tre slamtypene på Ås-2, og det var også dette slammet som ga størst økning i jordas innhold av oksalatløselig jern og aluminium (Tabell 3-15).



Figur 3-12. Endring i jordas konsentrasjon av P-AL (a) og P-Vann (b) fra vår 2011 før gjødsling til høst 2016 for de ulike behandlingene ved Ås-2. Gjennomsnitt av 3 gjentak.

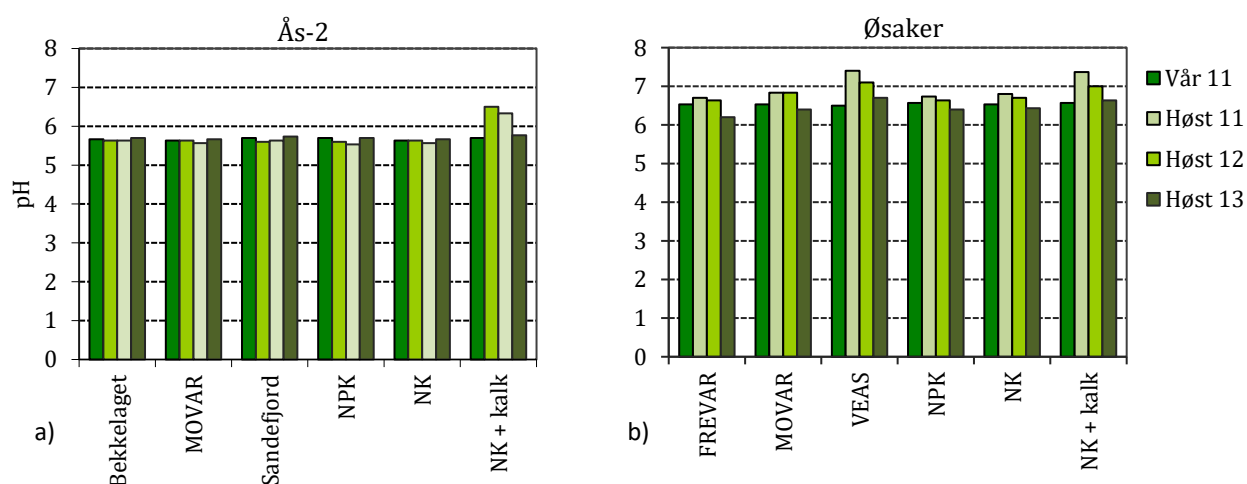
På Øsaker ga VEAS-slammet igjen stor P-AL-økning (4-5 P-AL-enheter), men ikke så stor økning som i feltene som ble etablert i 2007, selv om en tar hensyn til lavere slamtilførsel (Figur 3-13a). Endringen i P-AL der det var tilført VEAS-slam var signifikant forskjellig fra alle andre forsøksledd unntatt der det var tilført MOVAR-slam. Som nevnt over, har fosforet i kalket slam en høyere løselighet enn fosforet i ukalket slam, og dette reflekteres i effekten på P-AL. En del av økningen i P-AL etter tilførsel av kalket slam kan imidlertid skyldes kalkeffekten på tilgjengeligheten av fosforet som allerede er i jorda. For å undersøke effekten av kalking på jordas P-AL-tall, ble det inkludert et forsøksledd med kalk og uten fosfortilførsel i feltene som ble etablert i 2011. Resultatene viste at kalking alene ikke ga økning i jordas P-AL-tall på disse to feltene (Figur 3-12a og Figur 3-13a). På Øsaker var økningen i pH etter kalking omtrent den samme som pH-økningen etter tilførsel av VEAS-slam (Figur 3-14b).

Økningen i P-AL på rutene med VEAS-slam så ut til å ha blitt borte i 2013 (Figur 3-13a), men det er antagelig ikke reelt at P-AL har gått ned fra 15 til 11 på bare ett år. I 2013 var også pH-økningen etter kalking blitt borte på begge feltene. På Ås-2 kan nedgangen i pH delvis forklares med at arealet ble pløyd høsten 2012, og dermed ble kalken blandet inn i et større jordvolum, men ellers har vi ingen forklaring på den raske nedgangen i pH.



Figur 3-13. Endring i jordas konsentrasjon av P-AL (a) og Vann-P (b) fra vår 2011 før gjødsling til høst 2013 for de ulike behandlingene ved Øsaker. Gjennomsnitt av 3 gjentak.

Det ble målt høy konsentrasjon av vannløselig fosfor i jorda på Øsaker ved forsøksstart, mye høyere enn nivået på Ås-2-feltet og i jordprøvene fra påfølgende høst (Figur 3-13b). Vi har ingen sikker forklaring på dette, men det kan til dels skyldes en årstidsvariasjon i vannløselig fosfor. I løpet av vekstsesongen tar plantene opp lett-løselig fosfor, og dette kan bidra til å forklare lavere konsentrasjoner av P-Vann om høsten enn om våren. Det var ingen signifikante forskjeller mellom forsøksbehandlingene i endringer i P-Vann, men tilsvarende som på Ås-2-feltet, var det en tendens til at MOVAR-slammet ga størst reduksjon i jordas innhold av vannløselig fosfor (Tabell 3-15).



Figur 3-14. Endring i jordas pH fra vår 2011 før gjødsling til høst 2013 for de ulike behandlingene ved Ås-2 (a) og Øsaker (b). Gjennomsnitt av 3 gjentak. På Ås-2 ble det pløyd etter prøvetakingen høsten 2012.

Tabell 3-15. Endring i oksalat-løselig jern (Fe-ox) og aluminium (Al-ox) i jorda fra vår 2011 før gjødsling til henholdsvis høst 2012 på Ås-2 og høst 2013 på Øsaker for de ulike behandlingene. Gjennomsnitt av 3 gjentak. Innen hvert felt og år er verdier med forskjellig bokstav signifikant forskjellig fra hverandre.

Ledd	Felt	g/kg	
		Fe-ox	Al-ox
		2011-2012	2011-2012
Bekkelaget	Ås-2	0,5 a	0,4 bc
MOVAR	Ås-2	0,9 a	1,0 a
Sandefjord	Ås-2	-0,2 a	0,8 ab
NPK	Ås-2	0,2 a	0,3 c
NK	Ås-2	0,0 a	0,2 c
NK + kalk	Ås-2	0,2 a	0,1 c
		2011-2013	2011-2013
FREVAR	Øsaker	-0,4 a	-0,1 ab
MOVAR	Øsaker	-0,7 a	0,2 a
VEAS	Øsaker	-0,4 a	-0,1 ab
NPK	Øsaker	-0,6 a	-0,2 b
NK	Øsaker	-1,2 a	-0,1 ab
NK + kalk	Øsaker	-1,2 a	-0,1 ab

### 3.4 Fosforbalanse for Ås-1-feltet

Ås-1-feltet ble fulgt opp med avlingsregistreringer og analyse av jordprøver i 10 år etter tilførselen av slam.

Tabell 3-16 viser hvor mye fosfor som totalt ble tilført de enkelte forsøksleddene i løpet av 10-års-perioden og hvor mye fosfor som ble fjernet med kornavlingene. Gjennomsnittlig kornavling for alle år var 471 kg/daa, med en årsmiddelvariasjon fra 384 til 646 kg/daa. Kornavlingene er innenfor det en regner som normale avlinger. Værforholdene og kornart er faktorer som påvirker avlingsnivået de enkelte år. Halmen ble ikke fjernet fra forsøksfeltet. For forsøksleddene som fikk nesten 30 kg P/daa med slam da forsøket ble anlagt i 2007, ble bare cirka halvparten av fosformengden i slammet fjernet med avlingen i løpet av en 10-års-periode. Tilførsel av litt mineralfosfor i tillegg, slik det ofte er vanlig i praksis, bidro til at under halvparten av total fosfortilførsel ble fjernet med avlingene. For TAU-slammet som hadde en lavere fosforkonsentrasjon, var det nær balanse for fosfortilførsel og fosfor fjernet med avling. Til sammenligning var fosforbalansen negativ for kontroll-leddene husdyrgjødsel og mineralgjødsel.

Resultatene viser at for å unngå at fosfor akkumuleres i jorda ved tilførsel av avløpsslam, bør tilførselen være mindre enn 2 tonn TS/daa/10 år for fosforrike slamtyper.

**Tabell 3-16. Fosforbalanse (tilført fosfor minus fosfor fjernet med avling) for Ås-1. Sum 10 år, middel av tre gjentak.**

	Sum tilført P (kg P/daa)		Sum P i avling kg P/daa	Balanse kg P/daa
	Organisk gjødsel	Mineralgjødsel		
VEAS	29,6	4,5	16,4	17,7
FREVAR	26,6	4,5	14,0	17,1
TAU	13,6	4,5	14,7	3,4
Husdyrgjødsel	4,3	4,1	13,7	-5,3
Mineralgjødsel		5,4	14,2	-8,8

Etter ti år var P-AL-verdiene på nivå med start-verdiene for alle ledd (Figur 3-9), til tross for stort fosforoverskudd for forsøksleddene som fikk henholdsvis VEAS- og FREVAR-slam og stort underskudd for forsøksleddet som fikk bare mineralgjødsel (Tabell 3-16). Konsentrasjonen av vannløselig fosfor i jorda reflekterte fosforbalansen i større grad enn P-AL (Figur 3-10), unntatt for forsøksleddet med FREVAR-slam hvor konsentrasjonen av vannløselig fosfor gikk ned tross stort fosforoverskudd. Dette skyldes at FREVAR-slammet økte jordas bindingsevne for fosfor (se kapittel 3.3.3).

### 3.5 Fosfortap i avrenning

Risikoen for å tape fosfor fra et jordbruksareal bestemmes av arealets erosjonsrisiko og jordas fosforinnhold. Avløpsslam kan ha en positiv effekt på jordstruktur (se kapittel 3.3.2) og med det redusere erosjon og fosfortap, men det så ut til at effekten var kortvarig. Ved overflateavrenning og erosjon vil både jordpartiklenes totalkonsentrasjon av fosfor og løseligheten av fosforet ha betydning for tapene. Løseligheten av fosforet bestemmer hvor mye fosfor som løses ut fra jorda til vannet som renner av på overflaten. Løseligheten har også betydning for den biologiske effekten av fosfortapet i vassdraget. Løst fosfat er direkte tilgjengelig for algene i vassdraget, mens partikkelbundet fosfor er bare delvis tilgjengelig for algevekst.

Som beskrevet ovenfor, økte tilførsel av VEAS-slam både jordas P-AL-nivå og konsentrasjon av vannløselig fosfor (P-Vann) (Tabell 3-17 og Tabell 3-18). MOVAR-slammet viste også en tendens til å gi økning av P-AL-verdien, mens for FREVAR-slammet var det en tendens til nedgang i både P-AL og P-Vann etter tilførsel. P-AL-verdien på rutene med bare mineralgjødning holdt seg på omtrent samme nivå. Vannløselig fosfor utgjør en svært liten andel av P-AL og viser større variasjoner gjennom året og mellom år.

Økning i jordas P-AL-nivå etter tilførsel av kalkbehandlet slam (VEAS), førte til økt fosfatandel i overflateavrenningen sammenlignet med vanlig gjødsling med mineralfosfor (Figur 3-15). MOVAR- og FREVAR-slam som ga liten effekt på jordas P-AL-nivå, ga heller ikke økt andel av løst fosfat i avrenningen sammenlignet med rutene som fikk bare mineralgjødning. Effekten av VEAS-slammet på løseligheten av fosforet i avrenningen var størst den første tiden etter slamtilførselen våren 2011, men tre til fire år etter slamtilførselen var det fortsatt en større andel løst fosfat fra forsøksrutene som hadde fått VEAS-slam sammenlignet med de andre forsøksbehandlingene (Figur 3-15).

Dette viser at slamtilførsler som øker jordas P-AL-tall, sannsynligvis også vil øke tapene av løst fosfat. Vi ønsker en god plantetilgjengelighet av fosforet i slammet for å sikre en reell resirkulering av fosforet, men ved høy plantetilgjengelighet av fosforet kan det bli økte tap av løst fosfat hvis ikke mengden slam som spres per gang reduseres. I dette forsøket ble det tilført mengder tilsvarende ett tonn tørrstoff per daa, men siden det ble innarbeidet grunt (til 10-12 cm dybde), vil det med hensyn til fosforkonsentrasjon i det øvre jordlaget, tilsvare en tilførsel på to tonn tørrstoff per daa som pløyes inn til cirka 20 cm dybde.

I avrenningsforsøket på Øsaker viste det seg at variasjoner i feltet med hensyn til avrenningsforhold gjorde det vanskelig å studere effekten av slamtilførsel på erosjon under feltforhold. Vi har dermed ikke grunnlag for å si om slamtilførsel reduserer erosjonen eller ikke. Tapene av totalfosfor er nært knyttet til erosjonen, slik at vi heller ikke kan si noe sikkert om effekten av slamtilførsel på tapene av totalfosfor.

**Tabell 3-17. Endring i jordas P-AL nivå i forsøksperioden fra før gjødsling våren 2011. P-AL 2011/2012 er gjennomsnitt for jordprøver fra høsten 2011 og høsten 2012, tilsvarende for P-AL 2014/2015. Gjennomsnitt av to gjentak og to jordprøver per gjentak.**

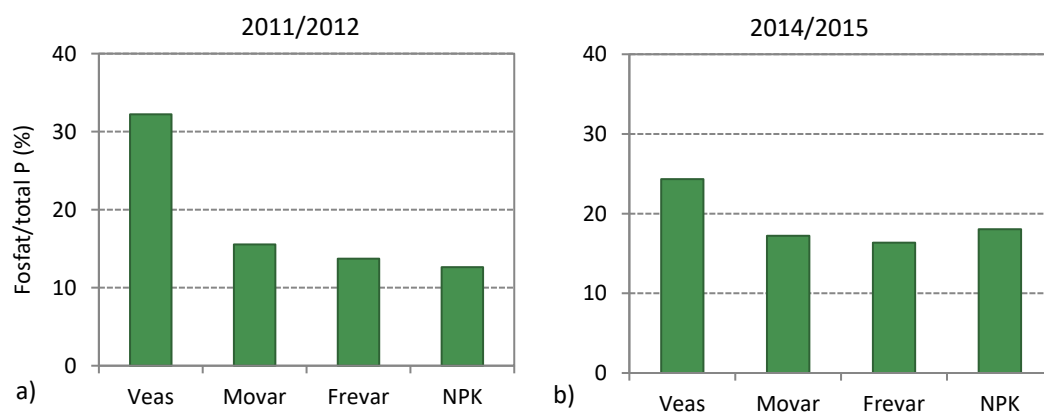
	Tilført P kg/daa	P-AL vår 2011 mg/100g	P-AL 2011/2012 mg/100g	P-AL 2014/2015 mg/100g
VEAS-slam	18	6,0	10,8	6,7
MOVAR-slam	27	4,3	6,7	6,2
FREVAR-slam	11	7,9	5,6	4,8
Mineralgjødning	1,4*	5,0	5,7	5,4

\*Årlig tilførsel

**Tabell 3-18. Endring i jordas konsentrasjon av vannløselig fosfor (P-Vann) i forsøksperioden fra før gjødsling våren 2011. P-Vann 2011/2012 er gjennomsnitt for jordprøver fra høsten 2011 og høsten 2012, mens P-Vann 2014/2016 er gjennomsnitt for jordprøver fra høsten 2014 og høsten 2016. Gjennomsnitt av to gjentak og to jordprøver per gjentak.**

	Tilført P kg/daa	P-Vann start mg/kg	P-Vann 2011/2012 mg/kg	P-Vann 2014/2016 mg/kg
VEAS-slam	18	0,84	0,93	1,03
MOVAR-slam	27	0,59	0,45	0,67
FREVAR-slam	11	0,72	0,40	0,56
Mineralgjødning	1,4*	0,44	0,38	0,65

\*Årlig tilførsel



**Figur 3-15. Løselighet av fosfor i avrenningen beregnet som andelen løst fosfat av totalfosfor, hvor a) viser gjennomsnittlig verdi for 12 prøvetakinger og to gjentak i årene 2011 og 2012, mens b) viser gjennomsnittlig verdi for 8 prøvetakinger og to gjentak i årene 2014 og 2015.**



## 4 Konklusjoner

### *Effekt av avløpsslam på plantetilgjengelig fosfor i jord*

Avløpsslam inneholder store mengder fosfor som kan bidra til å redusere bruken av de begrensede reservene av mineralfosfor. Ved vanlige bruk av avløpsslam i jordbruket tilføres store mengder fosfor. Plantetilgjengeligheten av fosfor i norsk slam er imidlertid lav sammenlignet med mineralgjødning på grunn av høy konsentrasjon av jern og/eller aluminium etter bruk av jern- og/eller aluminiumsalter i rensingen av avløpsvannet.

I dette prosjektet har vi vist at kalking av slammet øker løseligheten av fosforet og at kalket avløpsslam kan gi en betydelig økning i jordas innhold av lett løselig fosfor. Ukalkede slamtyper, derimot, har enten ingen effekt eller en tendens til negativ effekt på innholdet av lett løselig fosfor i jorda. Negativ effekt kan forklares med høy konsentrasjon av jern og/eller aluminium i slammet som kan binde noe av jordas opprinnelige fosforinnhold.

### *Risiko for tap av fosfor i avløpsslam til vassdrag*

Risikoen for å tape fosfor fra et jordbruksareal bestemmes av arealets erosjonsrisiko og jordas fosforinnhold. Avløpsslam hadde en positiv, men kortvarig effekt på jordstruktur og kan dermed redusere erosjon den første tiden etter tilførsel. De kalkbehandlede slamtypene hadde tydeligst effekt på aggregatstabiliteten, noe som tyder på at det er kalken i slammet som hadde størst betydning for å danne stabile jordaggregater. Utslagene for aggregatstabilitet var størst på den bakkeplanerte leirjorda, noe som kan skyldes litt lavere innhold av organisk materiale i jorda sammenlignet med den andre lokaliteten.

Når den positive effekten på aggregatstabilitet er borte, kan en forvente økt risiko for å tape fosfor etter tilførsel av maksimalt tillatt mengde slam, fordi jordas fosforkonsentrasjon har økt.

I avrenningsforsøket viste resultatene at økning i jordas P-AL-nivå etter tilførsel av kalkbehandlet slam, førte til at en større andel av fosforet i overflateavrenningen var i form av løst fosfat sammenlignet med vanlig gjødning med mineralfosfor. To ukalkede slamtyper som ikke ga effekt på jordas P-AL-nivå, ga heller ikke effekt på løseligheten av fosforet i avrenningen.

### *Fosforbalanse*

Ett tonn slamtørrstoff inneholder typisk mellom 10 og 30 kg fosfor, avhengig av rense-, og behandlingsteknologi. Ved tilførsel av cirka 30 kg P/daa med avløpsslam ble bare litt mer enn halvparten av fosforet fjernet med avlingen i løpet av de påfølgende ti årene.

### *Effekt av avløpsslam på tungmetaller i korn*

Slamtilførselene er regulert med hensyn til tungmetallnivåene i slammet for å unngå høye tungmetalltilførsler. For de seks slamtypene som ble analysert i dette prosjektet var det tungmetallene kobber (Cu), sink (Zn), kvikksølv (Hg) eller kadmium (Cd) som ga slam i klasse II. Nivåene av disse var som regel i nedre halvdel av klasse II. Feltforsøkene viste at slamtilførsel ikke ga signifikant økning i innholdet av verken Cu, bly (Pb), nikkel (Ni) eller krom (Cr) i kornet sammenlignet med forsøksledd som fikk bare mineralgjødning. Etter tilførsel av 1 tonn slam TS/daa med sink i klasse II og Cd i klasse I ble det en moderat og signifikant økning i Zn- og Cd-innholdet i havre på ett forsøksfelt det første året etter tilførsel. Andre og tredje året etter tilførsel var det ingen effekt på konsentrasjonene i kornet. Til tross for økt kadmiumopptaket det første året etter tilførsel, var konsentrasjonene i kornet godt under grenseverdiene.

### *Veien videre*

Med tanke på at fosfor er en begrenset ressurs, må effektiv resirkulering av fosfor i avfallsstrømmene styrkes. Det bør derfor arbeides for at plantetilgjengeligheten av fosfor i slamproduktet skal være best

mulig. Samtidig må det tilføres mindre slam per arealenhet enn det som nå er praksis, for å få best mulig utnyttelse av fosforet i slammet som plantenæring og minst mulig risiko for at fosforet havner i vassdragene.

# Referanser

- Abiven, S., Menasseri, S. & Chenu, C. 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 1-12.
- Alvarenga, E., Øgaard, A.F. & Vråle, L. 2017. Effect of anaerobic digestion and liming on plant availability of phosphorus in iron- and aluminium-precipitated sewage sludge from primary wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 75(7): 1743-1752. doi: 10.2166/wst.2017.056.
- Amundsen, C.A. 2008. Faktaark 4: Tungmetaller i avløpslam. *Norsk Vann*, 4 s.
- Bakken, A.K., Breland, T.A., Haraldsen, T.K., Aamlid, T.S. & Sveistrup, T. E. 2006. Soil fertility in three cropping systems after conversion from conventional to organic farming. *Acta Agriculturae Scandinavica, Sect. B, Soil and Plant Science* 56: 81-90.
- Berge, G. & Sæther M.S. 2019. Kommunale avløp 2019 – Ressursinnsats, gebyrer, utslipp, rensing og slamdisponering. SSB Rapport 2020/52. 108 s.
- Brady, N.C. & Weil, R.R. 1999. *The nature and properties of soils*, 12<sup>th</sup> edition. Prentice Hall, New Jersey. 881 s.
- Bye, A.S., Aarstad, P.A., Løvberget, A.I., Rognstad, O. & Storbråtan, B. 2020. *Jordbruk og Miljø 2019 – Tilstand og utvikling*. Rapport Statistisk sentralbyrå 2020/3. 193 s.
- Egnér, H., Riehm, H. & Domingo, W.R. 1960. Untersuchungen über die chemische Boden-Analyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler* 26, 199-215.
- Ekeberg, E. 1991. Virkningen av kloakkslam brukt i jordbruket – Forsøk i perioden 1977-1990. *Norsk Landbruksforskning, Supplement nr. 12*. 121 s.
- FAO 1990. *Guidelines for Soil Description*, 3<sup>rd</sup> ed. (Revised). FAO Rome, s. 70.
- Hamilton, H., Brod, E., Hanserud, H., Müller, D.B., Brattebø, H., Haraldsen, T.K. 2017. Recycling potential of secondary phosphorus resources as assessed by integrating substance flow analysis and plant-availability. *Science of the total Environment* 575: 1546-1555.
- Krogstad, T., Sogn, T., Sæbø A. & Asdal, Å. 2004. Resirkulering av fosfor i slam. *Grønn kunnskap* 8 (7), 41 s.
- Lovdata 2003. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. FOR-2003-07-04-951.
- Lovdata 2015. Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler. FOR-2015-07-03-870
- Lundekvam, H. 1997. *Jordsmonnovervåking i Norge 1992 – 1996*. Spesialgranskinger av erosjon, avrenning, P-tap og N-tap i rutefelt og småfelt ved Institutt for jord- og vannfag. *Jordforsk rapport* 6/97. 69 s.
- Marti, M. 1984. *Kontinuierlicher Getreidebau ohne Pflug im Südosten Norwegens-Wirkung auf Ertrag, physikalische und chemische Bodenparameter* (På tysk). Department of Soil Fertility and Management. Agricultural University of Norway, ISBN: 82-576-3502-2, 155 s.
- Murphy, C.P., 1986. *Thin Section Preparation of Soils and Sediments*. A.B. Academic Publishers, Berkhamsted, 149 s.
- Murphy, J. & Riley, J.P. 1962. A single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27, 31-36

- Njøs, A. 1967. Dry sieving. In: West-European methods for soil structure determination. de Boodt, M. (Ed.), Ghent. p. V 34.
- Riley, H. & Bakkegard, M. 2006. Declines of soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway. *Acta Agric. Scand., Sect B-Soil and Plant Sci.* 56: 217-223.
- Sims, R.W. & Gerard, B.M. 1999. Earthworms. Synopses of the British Fauna (Eds. Barnes, R.S.K. & Crothers, J.H.), No. 31 (Revised), Field Studies Council.
- Stoops, G., 2003. Guidelines for Analysis and Description of Soil and Regolith Thin Sections. SSSA, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 184 pp.
- Sveistrup, T.E., Haraldsen, T.K. & Engelstad, F. 1997. Earthworm channels in cultivated clayey and loamy Norwegian soils. *Soil & Tillage Research* 43: 251-262.
- Van Reeuwijk, L.P. (1995). Procedures for soil analysis. 12-2. Acid oxalate extractable Fe, Al, Si. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen, The Netherlands. ISBN 90-6672-052-2.
- Øgaard, A.F., Grønsten, H.A. Sveistrup, T.E., Bøen, A., Kværnø, S.H. & Haraldsen, T.K. 2008. Potensielle miljøeffekter av å tilføre avløpslam til jordbruksarealer. Resultater fra to feltforsøk i korn, 1.forsøksår 2007. *Bioforsk RAPPORT*, 3 (59). 43s.
- Øgaard, A.F. 2013. Plantetilgjengelig fosfor i avløpslam – testing av analysemetodikk for tilgjengelig fosfor. *Bioforsk rapport* 8 (34), 23 s.

# Vedlegg 1

Relativ andel av grynstruktur og meitemarkekskrementer bestemt i 0-3 cm dybde høsten 2007 ved bruk av biokular (10x forstørrelse) på jordprøver fra alle ruter på forsøksfeltene i Hobøl og på Ås. Stjerner viser observasjon av grynstruktur/meitemarkekskrementer. Jo flere stjerner jo mer grynstruktur/meitemarkekskrementer ble observert. Gj = gjentak.

Behandling/sted	Grynstruktur			Meitemarkekskrementer		
	Gj1	Gj2	Gj3	Gj1	Gj2	Gj3
<b>Hobøl</b>						
VEAS	**	*	***	**	*	***
FREVAR	***	***	**	***	***	**
TAU	**	**	***	**	**	***
Husdyrgjødsel	***	*	**	**	*	**
Mineralgjødning	*	**	*	*	*	*
<b>Ås</b>						
VEAS	***	***	***	***	***	***
FREVAR	**	***	***	**	***	***
TAU	***	***	***	***	***	***
Husdyrgjødsel	***	***	**	***	***	***
Mineralgjødning	***	***	**	***	***	***

## Vedlegg 2

Signifikans for behandlingseffekter på pH, P-AL og P-Vann i enkeltår på feltene Ås-1 og Hobøl. Innen hvert felt og år angir forskjellig bokstav signifikant forskjell mellom behandlinger. For analyseverdiene, se Figur 3-9, Figur 3-10 og Figur 3-11.

Ledd	Felt	Analyse	2007	2009	2012	2015	2016
VEAS	Ås-1	pH	A	AB	A	A	A
FREVAR	Ås-1	pH	B	C	B	C	A
TAU	Ås-1	pH	A	A	A	AB	A
Husdyrgj.	Ås-1	pH	B	BC	B	ABC	A
Mineralgj.	Ås-1	pH	B	C	B	BC	A
VEAS	Hobøl	pH	A	AB	A		
FREVAR	Hobøl	pH	C	C	B		
TAU	Hobøl	pH	A	A	A		
Husdyrgj.	Hobøl	pH	B	BC	AB		
Mineralgj.	Hobøl	pH	B	C	B		
VEAS	Ås-1	P-AL	A	A	A	A	A
FREVAR	Ås-1	P-AL	BC	C	B	B	A
TAU	Ås-1	P-AL	B	B	B	B	A
Husdyrgj.	Ås-1	P-AL	C	C	B	B	A
Mineralgj.	Ås-1	P-AL	BC	C	B	B	A
VEAS	Hobøl	P-AL	A	A	A		
FREVAR	Hobøl	P-AL	BC	C	AB		
TAU	Hobøl	P-AL	B	B	AB		
Husdyrgj.	Hobøl	P-AL	C	C	B		
Mineralgj.	Hobøl	P-AL	BC	C	B		
VEAS	Ås-1	P-Vann	A	A	A	A	A
FREVAR	Ås-1	P-Vann	A	B	B	B	A
TAU	Ås-1	P-Vann	A	B	B	AB	A
Husdyrgj.	Ås-1	P-Vann	A	B	B	B	A
Mineralgj.	Ås-1	P-Vann	A	B	B	B	A
VEAS	Hobøl	P-Vann	A	A	A		
FREVAR	Hobøl	P-Vann	B	B	B		
TAU	Hobøl	P-Vann	B	AB	AB		
Husdyrgj.	Hobøl	P-Vann	B	B	B		
Mineralgj.	Hobøl	P-Vann	B	B	B		



Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.