

BRUK AV STORE MENGDER SLAM TIL SPESIELLE FORMÅL

av

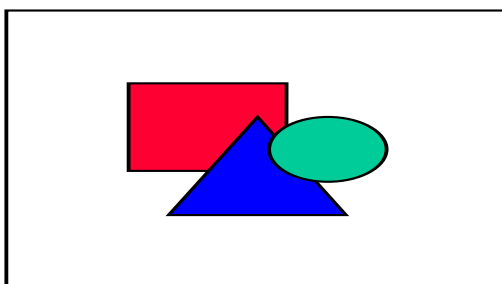
Arne Sæbø¹⁾, Carl Einar Amundsen²⁾ og Olav Arne Bævre¹⁾

¹⁾ Planteforsk Særheim forskingssenter, ²⁾ Jordforsk,

³⁾ Planteforsk Kvithamar forskingssenter

Grønn forskning 10/2002

ISBN 82-479-0304-0



Innhold

Forord	s. 3
Sammendrag av prosjektets resultater	s. 4
1. Bakgrunn	s. 6
2. Regelverk for disponering av avløpslam	s. 8
2.1 Norsk regelverk for bruk av avløpslam og produkter som inneholder avløpslam	
2.2 Endringer i EUs Slamdirektiv	s. 11
2.3 Miljømål ved bruk av store mengder avløpslam på små arealer	s. 12
3. Miljøkonsekvenser og risikofaktorer ved bruk av store mengder avløpslam	s. 13
3.1 Mål	
3.2 Materiale og metode	
4. Forenklet risikokarakterisering av avløpslam og avrenning av slam	s. 17
4.1 Metodikk	
4.2 Grenseverdier for miljøeffekter i jord (PNEC _j)	s. 18
5. Effekter av avløpslam på vekst og reproduksjon hos meitemark	s. 23
5.1 Metodikk vekst og reproduksjon	
5.2 Resultater tilvekst og reproduksjon	s. 24
5.3 Metodikk bestemmelse av metallothionein	s. 25
5.4 Resultater bestemmelse av metallothionein	s. 26
5.5 Konklusjoner	
6. Avrenning og plantevekst	s. 26
6.1 Metodikk	s. 28
6.2 Resultater og diskusjon	
7. Forenklet risikovurdering av avrenning fra avløpslam	s. 38
7.1 Metodikk	
7.2 Resultater	
7.3 Konklusjoner - miljørisiko	s. 39
8. Tilvekst hos grøntanleggsplanter dyrket i vekstmedium basert på avløpslam	s. 47
8.1 Materialer og metoder	
8.2 Resultater og diskusjon	s. 48
8.3 Konklusjon	s. 51
9. Litteratur	s. 52

Forord

I avløpsbransjen er det en viss usikkerhet med hensyn til framtidig levering av slam til landbruket. Det gjelder bl.a. kvaliteten på slammet, mottaksvilligheten og transportkostnader etter hvert som det blir større geografisk avstand mellom produsent og bruker av slam. Det har i denne forbindelse vært fokusert på andre bruksområder for slam og produktutvikling tilpasset nye kundegrupper.

Bakgrunn for dette prosjektet er drøftinger med representanter for renseanlegga og deres ønske om å klarlegge visse miljøkonsekvenser i tilfelle et nytt bruksområde for slam og en allmenntilgjengelig kunnskapsvervelse som grunnlag for en eventuell endring av forskriftene.

Forsker Arne Sæbø, Planteforsk Særheim forskingssenter var initiativtaker til forprosjektet og formulerte samtidig søknaden om midler som ble innvilget av ORIO og de to involverte renseanleggene, AS Sentralrenseanlegget RA-2 og Bekkelaget renseanlegg.

Forprosjektet har bestått av tre deler. En utredning og gjennomgang av regler i Norge og i EU-området vedrørende disponering av avløpslam er skrevet av Carl Einar Amundsen (Jordforsk). Eksperimenter med grasdyrking i slam, med eller uten innblanding av kompostert hageavfall er gjennomført ved Planteforsk Kvithamar forskingssenter. Resultatene for tilvekst, avrenning og innhold av plantenæringsstoffer i avrenningen er sammenstillet av Olav Arne Bævre (Planteforsk Kvithamar). I de samme eksperimentene undersøkte en virkningene av slam på tilvekst og formeringsevne til meitemark (Carl Einar Amundsen, Jordforsk og Rolf Arvid Andersen Norges teknisk-naturvitenskaplige universitet, Zoologisk institutt). Risikovurdering ved bruk av store mengder slam basert på kjemisk innhold i avrenning er gjennomført av Carl Einar Amundsen, Jordforsk. Eksperiment med dyrking av grøntanleggsplanter i slam, med eller uten jordinnblanding ble gjennomført ved Planteforsk Særheim forskingssenter (Grete Waaseth og Arne Sæbø).

Sammendrag av prosjektets resultater

1. Regelverk for bruk av avløpsslam i store mengder

Dagens regelverk for bruk av avløpsslam omhandler i første rekke bruk av avløpsslam i jordbruk (Slamforskriften) og bruk av avløpsslam i gjødsel og jordforbedringsmidler (Gjødselvereforskriften). Bruk av store mengder avløpsslam til spesielle formål er ikke omfattet av dagens regelverk, med unntak av bruk som dekkmasse på avfallsfyllinger. I slike sammenhenger er det lovlig å bruke maksimalt 15 cm avløpsslam. Slamforskriften inneholder krav til mellomlagring og lokal lagring av avløpsslam. Det settes bl.a. krav om at slike lagringsplasser må skjermes fra overflatevann og ikke plasseres slik at de kan medføre fare for vannforurensning, luktulemper og hygieniske problemer. Slike krav vil trolig også gjelde for bruk av store mengder slam til spesielle formål. Lokale forhold som topografi, vindretning, mektighet av underliggende jordmasser og sårbarheten til nærliggende resipienter må vurderes i hvert enkelt tilfelle.

EUs slamdirektiv regulerer ikke bruken av avløpsslam utenom jordbruket. Slamdirektivet er under revidering og her legges det (per i dag) opp til endringer for å øke graden bruk av resirkulering av avløpsslam. Så lenge de generelle kravene om at negative effekter på mennesker, planter, dyr, jordkvalitet, biodiversitet i jord og resipienter minimeres, setter ikke slamdirektivet noen stopper for bruk av store mengder på små arealer. Nasjonal lovgivning vil være bestemmende på dette området.

2. Miljøkonsekvenser og risikofaktorer ved bruk av store slammengder

Formålet med dette prosjektet har vært å vise hvordan store mengder avløpsslam påvirker plantevekst, vekst og reproduksjon av meitemark og hvilken miljøfare sivevann fra avløpsslam utgjør. Avløpsslam fra RA-2 og Bekkelaget renseanlegg ble pakket i minilysimeter i veksthus (1 m³) og ble priklet med italiensk raigras (*Lolium multiflorum* var. *Italicum* Lam 'Meroa'). Plantene ble vannet over en periode på 6 måneder med nedbør tilsvarende 800 og 1600 mm årlig. Plantene etablerte seg raskt i RA-2 slammet. Sviskader på raigras i Bekkelag-slam gjorde at disse kassene måtte prikles på nytt.

Innholdet av tungmetaller (kadmium, bly, kvikksølv, sink, kobber, nikkel og krom), arsen og organiske forurensninger (Sum 16 PAH, di-2-etylheksyl-ftalat (DEHP), lineære alkylbensulfonater (LAS) og nonylfenol og nonylfenoletoksilater) ble bestemt i avløpsslam og i avrenning. En sammenligning av innholdet av disse forbindelsene i avløpsslam med eksisterende jordkvalitetskriterier, viser at både innholdet av tungmetaller og organiske forurensninger utgjør et potensielt problem for jordlevende organismer. I forsøk hvor meitemark ble eksponert for avløpsslam fra RA-2 og Bekkelaget, ble det ikke registrert negative effekter på vekst og reproduksjon hos meitemark i RA-2 slam, men en mulig redusert reproduksjon (men ikke redusert vekst) i Bekkelag-slammet. Dette kan skyldes et høyere innhold av tungmetaller og enkelte organiske forurensninger i slam fra Bekkelaget.

Plantedekke reduserte mengden avrenning betydelig. Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) i avrenning fra RA-2 ble redusert med 15-60% i perioden september-desember 2001, mens innholdet av TOC i avrenning fra Bekkelaget ble redusert med mer enn 90% i denne perioden. Innholdet av lett nedbrytbart organisk materiale (BOF₇) ble redusert med mer enn 80% i avrenning fra begge slamtypene. Resultatene indikerer at PAH og LAS lekker ut fra begge slamtypene, men at konsentrasjonen i avrenningen avtar med tiden. Utlekking av tungmetaller synes også å reduseres med tiden. En sammenligning av innholdet av

tungmetaller og organiske forurensninger i avrenning med grenseverdier for disse i vann, viser at innholdet av både tungmetaller og organiske forurensninger utgjør en betydelig miljørisiko ved bruk i store mengder. Risikoen avtar med tiden. Resultatene indikerer også at det etter 6 måneder kan oppstå gunstige betingelser for mobilisering og dermed utlekking av forurensninger fra avløpsslammet.

Resultatene indikerer at bruk av avløpsslam i store mengder krever at sigevannet ikke må renne direkte i resipient, men bør infiltreres for eksempel i jord for å redusere miljøbelastningen.

3. Virkning på tilvekst hos noen grøntanleggsplanter

De fleste plantearter kan sannsynligvis dyrkes i rent slam fra RA-2. Slammet fra Bekkelaget inneholder derimot langt mer lettløselige næringssalter, og bør derfor blandes med andre bestanddeler, med lavt saltinnhold, dersom slammet skal brukes i vekstmedier. En innblanding som gir vekstmedier med maksimalt innhold av slam fra Bekkelaget på inntil 50% vil sannsynligvis kunne fungere godt. Imidlertid bør dette undersøkes nærmere ved å lage ulike blandinger av slam fra for eksempel torv o.a. I tillegg kunne det være av betydning å undersøke hvordan slammet fra RA-2 oppfører seg ved innblanding til vekstmedier med lavere pH.

1. Bakgrunn

Dagens muligheter for avsetning av avløpsslam til jordbruksformål er usikker og utilstrekkelig, og det er stort behov for å finne alternative bruksområder, både når det gjelder volum og fleksibilitet hva angår kvaliteter, årstidsvariasjoner etc. I grøntanleggssektoren er det ofte aktuelt å gjennomføre landskapsforming i større eller mindre grad. Mange steder blir det satt opp støyskjermer i forskjellige materialer, og anleggsområder skal revegeteres for eksempel etter masseuttak. Felles for mange av disse tiltakene er at det skal vokse planter på stedet etter at anleggene er ferdige. Til slike formål er det derfor behov for vekstmasser av ulike typer. Slam kan være meget aktuelt til noen av disse bruksområdene.

Det er derfor ønskelig å undersøke om det er mulig, uten uheldige virkninger på miljøet, å tilføre store mengder slam på relativt små arealer. En slik løsning er prøvd med slam fra Ryaverket i Göteborg, tilsynelatende med gode resultater. Der blir tykke lag hygienisert slam lagt opp til voller til en landskapsutforming i rekreasjonsarealer og i idrettsanlegg. Virkning på miljø og plantevekst er imidlertid ikke godt dokumentert.

Det finnes i dag mange områder hvor avløpsslam brukes i relativt store mengder på begrensede arealer i Norge og Nedland (2000) viser til en rekke prosjekter. Dette gjelder veiprosjekter hvor avløpsslam er brukt i støyvoller, på veiskråninger, rundt busslommer og i rabatter. Forfatteren peker på at en ulempe ved bruk av avløpsslam i slike sammenhenger kan være at gresset må klippes oftere enn normalt. Videre brukes avløpsslam til grøntanlegg i næringsparker (eksempel Fornebu; Haraldsen et al. 2001) og på industriområder, til idrettsbaner, hoppbakker og alpinanlegg. Nedland (2000) viser til eksempler, bl.a. fra Ålesund hvor 300 m³ avløpsslam ble brukt på 8 dekar av en slalåmbakke. Gressdekket ble svært tett på området. Avløpsslam kan også brukes for å etablere plantedekke i nedlagte grustak og pukkverk, steintipper og gruveområder etc. Nedland (2000) nevner at i Kristiansand ble et parkområde (Dueknipen) som var ødelagt av industrirøyk fra Falconbridge Nikkelverk, regenerert ved bruk av kalkfelt, frilandskompostert slam. Grasetableringen var vellykket, mens etableringen av trær ble hemmet pga stor grasvekst. Avrenningen av organisk materiale, nitrogen, nikkell, kobolt, sink og mangan økte noe etter slamutleggingen.

Av de viktigste potensielle miljøproblemene ved bruk av store mengder avløpsslam på små arealer er, avrenning av organisk materiale, næringsstoffer, tungmetaller og organiske forurensninger. Det er vist at utlekkingen av i første rekke nitrogen og organisk materiale kan være svært stor fra avløpsslam (Ekeberg 1991, Vigerust & Engelsjord 1992) og fra kompost (Christensen 1983, Christensen & Nielsen 1983, Amundsen 1996) når slike materialer brukes i store mengder. Ved behandling av slikt slam for eksempel ved tørking og pelletering, kan imidlertid frigivelsen av næringsstoffene reduseres og føre til en gradvis frigivelse over tid (Kjellesvik et al. 1999ab). Utlekkingsforsøkene med kompost av treforedlingslam viste at et vegetasjonsdekke kan redusere faren for lekkasje av forurensningskomponenter (Amundsen 1996).

Det foreligger mye informasjon om bruken av slam til jord- og hagebruksvekster, ofte med oppmerksomhet på opptak av tungmetaller i planter. I mange undersøkelser er det vist at slam og kompost forbedrer jordas fysiske egenskaper (Fortun & Fortun 1996, Dridi & Zerrouk 1999) og øker avlingene i jord og hagebruk (Weir & Allen 1997) ofte uten at det er påvist økt innholdet av tungmetaller i produktene. Imidlertid blir det i andre undersøkelser meldt om opptak av tungmetaller i planter etter tilførsel av slam (Sterret et al. 1996, Ansari et al. 1999).

Det kan være store forskjeller i både opptaket av tungmetaller og virkning av kompost og slam på tilveksten, ikke bare mellom artene, men også mellom sorter innen for eksempel salat (Santos et al. 1998). For noen tungmetaller er det liten mobilitet i plantene, og den største konsentrasjonen finnes da i røttene (Gigliotti et al. 1996).

Opptak av både ønskede og uønskede stoffer er først og fremst avhengig av kvaliteten på slammet som blir tilført (Ansari et al. 1999, Johansson 1999). For eksempel er fellingsmidlene brukt i rensaneanleggene viktige for blant annet hvor lett fosfor er tilgjengelig for planter (Ugland et al. 1998) eller for utvasking (Rydin & Otabbong 1997). Jordtypen der slam blir tilført betyr også mye for plantenes opptak av næring og tungmetaller og den videre virkningen på veksten (Fang et al. 2000). Traulsen & Schonhard (1995) fant at opptaket av tungmetaller fra jord ble hemmet dersom kompost ble tilført, selv på sur jord, da komposten førte til redusert tilgjengelighet av tungmetaller..

I forsøk som ble utført av IVAR, Rogaland, viste innblanding av opptil 120 tonn slampelletts per daa seg å være positivt i planteskoleproduksjon (Kjellesvik et al. 1999b) og ved startgjødsling av skog (Kjellesvik et al. 1999a).

I forbindelse med revegetering er slam brukt med godt resultat blant annet i Spania (Diaz et al. 1997, Navas et al. 1999). Særlig ved revegetering etter gruvedrift og uttak av grus er det også i Norge aktuelt å bruke tykke lag av slam. Diaz et al. (1997) og Navas et al. (1999) peker imidlertid på at mengder og måten slammet tilføres på må vurderes ut fra situasjonen på stedet. Jordtype, drenering, hellingsgrad, vind og nedbør er trolig faktorer som bør vurderes ved slik bruk av slam.

Det er funnet større mengder av opptatt tungmetaller i blader enn i plantenes frukter (Traulsen & Schonhard 1995). Dersom spesielle busker og trær tar opp tungmetaller, kan det brukes til å rense jord om en samler opp de delene av plantene som har mest tungmetaller. I en undersøkelse av arter innen selje, pil og vier (*Salix*) ble det funnet store forskjeller mellom artene i evne til å ta opp tungmetaller (Punchon & Dickinson 1997).

I Norge har en generelt lave verdier av tungmetaller i slam. Begrensninger for bruk av avløpsslam der det skal dyrkes spiselige produkter, gjør at grøntanlegg sannsynligvis vil bli et viktig marked for slam. Selv om det ikke skal dyrkes spiselige produkter på slike arealer, er det også her behov for å dokumentere kort- og langsiktige virkninger på plantene og miljøet i grøntanlegg.

Regelverket setter i dag en stopper for bruk av store mengder slam på små arealer. En eventuell endring av forskriftene forutsetter mer kunnskap knyttet til bruk av avløpsslam på denne måten. I dette prosjektet har en sett det som viktig å klarlegge miljømessige konsekvenser og risikofaktorer forbundet med bruk av store mengder slam til å bygge opp voller for landskapsforming, støyskjerming, revegetering, eller oppbygging av grøntarealer til ulike formål. Samtidig har det vært viktig å vise hvordan konsentrert slam påvirker plantenes tilvekst og kvalitet. Å konsentrere bruken av slam til færre steder vil ha administrative og kostnadmessige fordeler, og det vil også kunne ha miljømessige fordeler i form av redusert transport av slam. Imidlertid kan det være problemer forbundet med bruken av store mengder slam per arealenheter, særlig knyttet til følgende forhold:

- Avrenningen av partikler og næringsstoffer kan bli stor
- Belastningen med tungmetaller kan bli stor
- Mulige negative virkninger på planteetablering og -vekst

- Mulige negative effekter på organismer i jord/i slam massen

2. Regelverk for disponering av avløpsslam

Carl Einar Amundsen, Jordforsk

2.1 Norsk regelverk for bruk av avløpsslam og produkter som inneholder avløpsslam

Eksisterende norsk regelverk for behandling og disponering av organisk avfall er beskrevet av Amundsen et al. (2001). Gjennomgangen i dette kapittelet bygger på den beskrivelsen.

2.1.1 Forskrift om avløpsslam

Forskrift om avløpsslam ble fastsatt av Sosial- og helsedepartementet og Miljøverndepartementet 2. januar 1995 med endringer av 27. september 1996. Der fastslås det at avløpsslam som skal brukes, skal være hygienisert og stabilisert. Hygienisert slam skal ikke inneholde *Salmonella*-bakterier eller parasittegg, og innholdet av termotolerante koliforme bakterier (TKB) skal være mindre enn 2.500 per gram tørrstoff. Det er ikke satt noen nærmere kriterier for når slammet er stabilisert annet enn at luktulempen skal være redusert. Det er satt krav til tungmetallinnhold i slam som skal brukes på jordbruks- eller grøntareal og til innhold i dyrket jord før slamtilførsel (tabell 1).

Tabell 1: Slamforskriftens krav til tungmetallinnhold i avløpsslam, og i dyrket jord før slamtilførsel (enhet: mg/kg TS).

Tungmetall	Grense for bruk i jordbruket	Grense for bruk på grøntareal
Kadmium	2	5
Bly	80	200
Kvikksølv	3	5
Nikkel	50	80
Sink	800	1 500
Kobber	650	1 000
Krom	100	150

Det er ikke satt krav til innholdet av organiske forurensninger i avløpsslam. Det er imidlertid krav om at det ikke skal brukes mer enn 2 tonn slamtørrstoff per daa per 10 år i jordbruket, og at slam ikke skal spres der det dyrkes grønnsaker, poteter, bær eller frukt. Slam skal heller ikke spres i eng eller brukes i gartnerier. På områder hvor det er spredt avløpsslam, er det 3 års karantenetid for slike vekster. Avløpsslam skal ikke spres om vinteren eller på frossen eller snødekket mark. Etter spredning skal slammet nedmoldes straks, og senest innen to dager.

Slam som skal benyttes på grøntarealer, skal være godt omsatt, opptørket og smuldre lett. Det skal legges ut i lag på maksimalt 5 cm tykkelse og blandes inn i jorda på bruksstedet. Brukt til toppdekke på avfallsfyllinger skal deksjiktet være maksimalt 15 cm. I private hager, parker, lekeareal og lignende må slam bare brukes som en del av et dyrkingsmedium.

2.1.2 Slamforskriften og store mengder avløpsslam

Behandlingen av søknader for bruk av avløpsslam gjøres i den enkelte kommune. Kommunen må iflg. "Slamforskriften" vurdere om forurensningsmessige, jordbruksfaglige, helsemessige og hygieniske forhold er tilfredsstillende ivaretatt før tillatelse gis. Kommunene kan gjøre unntak fra forskriften, men bare i begrenset omfang. Ved bruk av avløpsslam kan for eksempel kommunen tillate bruk av 3 tonn avløpsslam per daa per 10 år.

Slamforskriften inneholder ingen bestemmelser for bruk av større mengder avløpslam enn det som er tillatt brukt på avfallsfyllinger dvs. utover 15 cm tykkelse. Ved bruk i større mengder må det gis dispensasjon fra slamforskriften. Fylkesmannen gir tillatelse til mellomlagring og deponering av avløpslam. Sosial- og Helsedepartementet og Miljøverndepartementet er de myndighetene som kan gjøre unntak fra Slamforskriften. Når særlige grunner taler for det kan kommunen gjøre unntak fra kravene om hygienisering og stabilisering av slam, samt enkelte unntak når det gjelder bruk.

I kapittel II i Slamforskriften om ”Alminnelige bestemmelser” § 4. Aktsomhetsplikt heter det at ”Enhver som disponerer slam må vise aktsomhet for å unngå at slam fører til forurensningsmessige, jordbruksfaglige, helsemessige eller hygieniske skader eller ulemper”. Ved bruk av avløpslam utover de begrensninger som slamforskriften setter, er det åpenbart at disse kravene må oppfylles og en søknad om tillatelse for å bruke avløpslam i store mengder må derfor inneholde dokumentasjon på dette.

I kommentarer til Slamforskriften er det gitt utfyllende kommentarer til § 5. Tillatelse til bruk av slam og § 6. Tillatelse til mellomlagring og deponering av slam. Disse kommentarene er relevante i forhold til bruk av avløpslam i store mengder.

Her heter det bl.a. at ”Mellomlagringsplasser og plasser for lokal lagring må skjermes fra overflatevann og ikke plasseres slik i terrenget at de utsettes for flom, eller så nær bekk, elv, sjø, brønn eller annet vannforsyningssystem at det medfører fare for forurensning eller hygieniske problemer”. I kommentarene legges det vekt på at den myndighet som gir tillatelse til mellomlagring og lokal lagring må vurdere faren for spredning i hvert enkelt tilfelle og vurdere hvor nær slammet kan plasseres ulike vannsystemer. Det heter at avstanden til drikkevannskilden ikke bør være mindre enn 150 m ved lokal lagring og spredning av slam og 300 m for mellomlagringsplass. Det legges stor vekt på at lokale forhold må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Topografiske forhold, grunnvannstand og forekomst av jordmasser som kan fungere som barriere mellom avløpslam og vannkilden er faktorer som må vurderes i hvert enkelt tilfelle.

For vassdrag og sjø som ikke tjener som drikkevannskilde kan avstanden mellom slamlager og vannkilde være betydelig mindre, men også her er det nødvendig med steds spesifikke vurderinger.

Det legges i kommentarene til Slamforskriften også vekt på at mellomlagring og lokal lagring ikke må føre til luktulemper for allmennheten. Ved mellomlagring av stabilisert avløpslam heter det bl.a. at avstanden til nærmeste bebyggelse bør være minst 200 m. Vurderinger basert på lokale forhold må likevel alltid gjennomføres og det må tas hensyn til bl.a. topografi, vegetasjon og vindforhold i hvert enkelt tilfelle.

Spredning av forurensninger fra avløpslammet til ulike vannkilder og luktulemper er de mulige konfliktene som Slamforskriften og kommentarene til denne legger størst vekt på når avløpslam finnes i store mengder på små arealer (mellomlagring, lokal lagring). Dette vil også være relevant i forhold til bruk av store mengder slam til landskapsforming m.v.

2.1.3 Gjødselevareforskriften

Dersom avløpslam inngår i organisk gjødsel, dyrkingsmedier og jordforbedringsmidler eller har gjennomgått en behandling som går utover ordinær stabilisering og hygienisering, vil produktet bli omfattet av Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v. fastsatt av Landbruksdepartementet 28. mai 1998.

I kapitlet om produktkvalitet står det bl.a. at produkter som inneholder avløpslam, husdyrgjødsel, våtorganisk avfall og lignende må være behandlet på en slik måte at det ikke er

risiko for overføring av smitte til mennesker, dyr eller planter. I registreringen av slike produkter skal det være en beskrivelse av den smittesanerende behandlingen produktet har gjennomgått.

Det er etablert maksimumsgrenser for tillatt innhold av tungmetaller i avfallsbaserte produkter (tabell 2). Grenseverdiene for kvalitetsklasse II er de samme som for innhold av tungmetaller i avløpsslam som skal brukes på dyrket jord (tabell 1).

Tabell 2: Grenseverdier for tillatt innhold av tungmetaller i avfallsbaserte produkter etter gjødselvereforskriften (enhet: mg/kg TS).

Tungmetall	I	II	III
Kadmium	0,8	2	5
Bly	60	80	200
Kvikksølv	0,6	3	5
Nikkel	30	50	80
Sink	400	800	1500
Kobber	150	650	1000
Krom	60	100	150

Produkter som tilfredsstillter kvalitetsklasse I, kan nyttes på jordbruksareal, private hager og parker med inntil 4 tonn tørrstoff per daa per 10 år. Produkter som tilfredsstillter kvalitetsklasse II, kan nyttes på jordbruksareal, i private hager og parker med inntil 2 tonn tørrstoff per daa per 10 år.

Produkter som tilfredsstillter kvalitetsklasse III, kan nyttes på grøntarealer eller lignende der det ikke skal dyrkes mat- eller fôrvekster. Produktet skal legges ut i lag på maksimalt 5 cm tykkelse og blandes inn i jorda på bruksstedet (for jordblandinger tolker Statens landbrukstilsyn dette kravet som maks 15 cm dersom jordblandingen inneholder 30% våtorganisk avfall). Brukt til toppdekke på avfallsfyllinger, skal dekkjiktet være maksimalt 15 cm.

I tillegg til kravene til tungmetaller inneholder Gjødselvereforskriften (vedlegg 8 i forskriften) også krav om at avfallsbaserte produkter ikke må inneholde organiske miljøgifter, plantevernmidler, antibiotika og kjemoterapeutika eller andre miljøfremmede organiske stoffer i mengder som medfører helse- eller miljørisiko ved bruk. Det settes også krav om at avfallsbaserte produkter må være stabilisert slik at de ikke forårsaker lukt eller andre miljøproblemer ved lagring og bruk.

2.1.4 Samordnet forskrift om gjødselvarer m.v. av våtorganisk opphav

I august 2000 kom et forslag til en felles samordnet forskrift for gjødselvarer m.v. av organisk opphav. I denne samordnede forskriften foreslås bl.a. å samordne bestemmelsene knyttet til silopressaft (Silopressaftforskriften), husdyrgjødsel (Husdyrgjødselverskriften), avløpsslam (Slamforskriften) og avfallsbaserte gjødselvarer (deler av Gjødselvereforskriften) i én forskrift. Forskriften har vært ute på høring (høringsfrist 5. januar 2001), og forskriften vil trolig tre i kraft 1. juli 2002. Det er denne forskriften som vil regulere den framtidige bruken av avløpsslam.

I forslaget til samordnet forskrift er Statens landbrukstilsyn satt som utøvende myndighet. I forslaget til kvalitetsklasser er det satt inn en ny klasse 0 (tabell 3) som samstemmer med Debios krav til innsatsmidler i økologisk landbruk:

Tabell 3. Grenseverdier for tillatt innhold av tungmetaller i ulike kvalitetsklasser (0, I, II og III) etter forslaget til ny samordnet forskrift (enhet: mg/kg TS).

Tungmetall	0	I	II	III
Kadmium	0,4	0,8	2	5
Bly	40	60	80	200
Kvikksølv	0,2	0,6	3	5
Nikkel	20	30	50	80
Sink	150	400	800	1500
Kobber	50	150	650	1000
Krom	50	60	100	150

Arbeidsgruppen har ikke tatt stilling til om klasse 0 skal tas med eller ikke i den nye forskriften. Etter det nye forslaget skal produkter ikke godkjennes, kun registreres, av Statens landbrukstilsyn.

Produkter som tilfredsstillter kvalitetsklasse 0, kan nyttes på jordbruksareal, private hager og parker. Tilført mengde må ikke overstige plantenes behov for næringsstoffer. For kvalitetsklasse I, II og III er bruksbegrensningene de samme som i dagens Gjødselforeforskrift, bortsett fra at produkter **basert på** avløpsslam også kan inngå i kvalitetsklasse 0 og I dersom avløpsslammet overholder kvalitetsklasse II.

Råvarer som inngår i produkter i kvalitetsklasse 0, I og II, må overholde kravene til innhold av tungmetaller i kvalitetsklasse II. Råvarer som inngår i kvalitetsklasse III må overholde kravene til innhold av tungmetaller i kvalitetsklasse III.

Det er satt de samme krav til innhold av organiske miljøgifter, plantevernmidler, hygienisering og stabilisering som i Gjødselforeforskriften, bortsett fra at kravet til ingen parasittegg er forandret til ingen infektive parasittegg.

Det er satt de samme krav til bruk av produkter som inneholder avløpsslam som i dagens Slamforskrift, bortsett fra at kravet om nedmulding innen to dager er bortfalt for stabilisert og hygienisert slam. Det er ikke lenger bruksbegrensninger for slambaserte produkter med lavt tungmetallinnhold (foredlede produkter som overholder kvalitetsklasse 0).

Mengdebegrensningene som er satt i Slamforskriften vil gjelde også for bruk av avløpsslam i den samordnede forskriften.

2.2 Endringer i EUs Slamdirektiv

EUs Slamdirektiv (Directive 86/278/EEC on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture) ble fastsatt i 1986 og regulerer bruken av avløpsslam i jordbruket. Andre bruksområder for avløpsslam er ikke inkludert i dette direktivet.

Det har vært arbeidet med revisjon av EUs slamdirektiv i flere år og det foreligger i dag et arbeidsdokument som skisserer noen mulige endringer (Working document on sludge, 3rd draft 27 April 2000).

I arbeidsdokumentet heter det bl.a. at for å øke graden av resirkulering av avløpsslam er det nødvendig å utvide bruksområdet og inkludere bl.a. bruk av avløpsslam på grøntarealer og

ved regenerering av landområder (reclaimed land). Forskriften setter generelle krav til bruken av slam. Slam må brukes slik at risikoen for negative effekter minimeres for:

- mennesker, planter og dyrs helse
- kvaliteten på grunnvann og/eller overflatevann
- jordens kvalitet over tid
- biodiversiteten av mikroorganismene i jorden

Tungmetallkravene i arbeidsdokumentet er betydelig lempligere enn gjeldene norske grenseverdier som er satt i Slamforskriften. Arbeidsdokumentet foreslår å gradvis sette strengere krav til kvaliteten hva angår tungmetaller og først i år 2025 vil verdiene komme i nærheten av de norske grenseverdiene.

Det heter bl.a. at grenseverdiene som er satt for tungmetaller må overholdes med mulig unntak dersom avløpsslam skal brukes ved ”land reclamation for one-off applications” dvs. ved engangsbruk i forbindelse med regenerering/repasering av landområder. Det heter videre at bruken ikke må forårsake luktulempet for allmennheten.

Forslaget til nytt slamdirektiv setter per i dag ikke noen begrensninger for bruk av avløpsslam i store mengder på små arealer. Så lenge de generelle kravene til bruk av avløpsslam opprettholdes, setter ikke arbeidsdokumentet som det foreligger i dag noen stopper for bruk av store mengder på små arealer. Dette vil eventuelt være opp til nasjonal lovgivning som kan sette strengere krav enn slamdirektivet.

2.3 Miljømål ved bruk av store mengder avløpsslam på små arealer

Dagens Slamforskrift åpner ikke direkte for bruk av avløpsslam i store mengder (mer enn 15 cm tykkelse) på små arealer. Slamforskriften eller andre forskrifter gir heller ikke opplysninger om hvilke data en søknad om bruk av store mengder avløpsslam skal inneholde. For å oppfylle kravene i Slamforskriften er det imidlertid nødvendig å dokumentere forurensningsmessige, helsemessige og hygieniske aspekter ved slik bruk. God dokumentasjon på spredningsfare og luktulempet som Slamforskriften legger stor vekt på i forbindelse med ulike lagringalternativer, er kanskje spesielt viktig. Det jordbruksfaglige er det neppe nødvendig å ha med fordi det ikke skal dyrkes mat- eller fôrvekster på slike områder. Dokumentasjon av plantevekst vil imidlertid være nødvendig.

Følgende miljømål kan settes ved bruk av store mengder avløpsslam på små arealer:

1. Avrenning fra avløpsslam må ikke føre til forurensning av grunnvann og overflatevann.
2. Planter må kunne vokse i avløpsslammet for å begrense avrenning og vind- og vannerosjon og for å øke ”estetikken” rundt slik slambruk
3. Bakterier og jordlevende dyr må kunne etablere seg i avløpsslammet for å oppnå et fungerende jordøkosystem i avløpsslammet over tid.
4. Avløpsslammet må ikke føre til luktulempet for allmennheten.
5. Avløpsslammet må ikke føre til smittefare

3. Miljøkonsekvenser og risikofaktorer ved bruk av store mengder avløpsslam

Carl Einar Amundsen, Line E. Sverdrup og Roar Linjordet, Jordforsk
Rolf Arvid Andersen, Norges teknisk-naturvitenskaplige universitet, Zoologisk institutt
Olav Arne Bævre, Planteforsk

3.1 Mål

Klarlegge miljøkonsekvenser og risikofaktorer ved bruk av konsentrerte mengder avløpsslam til landskapsforming, støyskjermer og revegetering etc. Med dette utgangspunktet klarlegges:

- Avrenning av tungmetaller, organiske forurensinger og smittestoffer
- Plantetilvekst og opptak av metaller i planter.
- Effekter av miljøgifter på reproduksjon og bioindikatorer (metallothionein og Cyt P450) hos meitemark.

3.2 Materiale og metode

Alle uorganiske analyser er foretatt ved Jordforsk Lab.

3.2.1 Leverandør av avløpsslam og kompostert hageavfall

- AS Sentralrenseanlegget RA-2 (RA-2), første leveranse av slam og alt hageavfall i månedsskiftet april/mai. Andre leveranse siste uke i mai 2001 (blandet).
- Bekkelaget renseanlegg (BR), levert i månedsskiftet april/mai 2001
- Kompostert hageavfall levert av AS Sentralrenseanlegget RA-2, april/mai 2001

Slam fra RA-2:

Avløpssvannet siles og felling skjer dels mekanisk, felling av P skjer ved PAX. Slammet avvannes og tilsettes brent kalk (ORSA-metoden) for hygienisering (høy pH og 60 °C ved tilsetning av brent kalk). For kjemisk karakteristikk, se tabell 4. Komposten fra RA-2 er basert på hageavfall

Slam fra Bekkelaget:

Rensing skjer mekanisk/kjemisk/biologisk. Felling skjer med FeCl og FeSO₄. Deretter går slammet gjennom termofil utråtning, avvanning og eventuelt tørking. For kjemisk karakteristikk, se tabell 4.

3.2.2 Beskrivelse av slam og kompost som ble brukt i forsøkene

Parasittegg i slam

Undersøkelser av slammet for parasittegg ble gjort av Norges veterinærhøgskole, Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene, seksjon parasittologi. Undersøkelsen av 10 delprøver à 10 gram ga følgende resultat:

Bekkelaget renseanlegg: 1 dødt *Toxocara*-egg.

Sentralrenseanlegget RA-2, første levering: 1 dødt *Moniezia*-lignende egg. Ingen egg påvist i andre levering.

Merknader: *Toxocara* er rundorm (spolorm) hos hund, rev og katt. *Moniezia* er bendelorm hos drøvtyggere (sau, storfè, hjortedyr). Begge de påviste eggene var ødelagte og dermed døde, slik at ingen av prøvene inneholdt levende parasittegg.

pH, næringsstoffer og tungmetaller

pH er noe høyere i avløpsslam fra RA-2 enn fra Bekkelaget, noe som henger sammen med kalktilsetningen i slambehandlingsprosessen. Avløpsslam fra RA-2 har også et betydelig

høyere innhold av Ca i forhold til avløpsslam fra Bekkelaget. Norsk avløpsslam har normalt et Ca-innhold på 0.5-2% av tørrstoff (Amundsen et al. 2001).

En annen effekt av kalktilsetning er at innholdet av nitrogen blir lavt. Dette skyldes avdamping av NH₃. Innholdet av nitrogen-forbindelser i avløpsslam fra Bekkelaget er mer normalt i forhold til annet avløpsslam. Det gjennomsnittlige innholdet av totalt N og NH₄-N i norsk avløpsslam i år 2000 var hhv. 2.8% og 310 mg/100g TS avløpsslam. Også innholdet av fosfor i avløpsslam fra RA-2 er lavere enn i Bekkelagsslammet (tabell 4). Fosfor-innholdet i slam fra Bekkelaget som er brukt i dette forsøket, har igjen et relativt høyt innhold (2.3%) i forhold til gjennomsnittet for norsk avløpsslam (1.6% av TS; Amundsen et al., 2001).

Innholdet av tungmetaller er betydelig høyere i avløpsslam fra Bekkelaget enn fra RA-2 (tabell 4). Det er spesielt stor forskjell i innholdet av Cu.

Sammensetningen av hagekomposten ligner sammensetningen av avløpsslammet fra RA-2, men innholdet av nitrogen, fosfor og tungmetaller er lavere enn i slam.

Tabell 4. Karakteristikk av avløpsslam og kompostert hageavfall brukt i undersøkelsen.

Parameter	RA-2 April	RA-2 Mai	BR April	RA-2 Hageavf.	
pH	7,5	7,6	7,1	7,8	
Kjeldahl-N	g/100gTS	1,15	1,17	2,48	1,11
NH ₄ -N	mg/100gTS	1,1	1,2	432	0,5
(NO ₃ /NO ₂)-N	mg/100gTS	23,0	43,3	35,3	13,6
Fosfor	g/100gTS	0,837	0,750	2,29	0,710
Kalium	g/100gTS	0,35	0,37	0,25	0,39
Kalsium	g/100gTS	13,4	13,2	1,99	8,82
Magnesium	g/100gTS	0,405	0,420	0,463	0,491
Svovel	mg/kgTS	2560	2730	7500	2710
Kobber	mg/kgTS	160	116	552	78,2
Sink	mg/kgTS	249	284	447	235
Bly	mg/kgTS	23,4	21,2	55,6	27,8
Kadmium	mg/kgTS	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Nikkel	mg/kgTS	25,7	23,2	30,8	20,1
Krom	mg/kgTS	22,8	26,8	37,7	23,4
Kvikksølv	mg/kgTS	0,28	0,39	1,4	2,1
Tørrstoff, %		34	34,3	34,3	47,6

Slam fra begge renseanleggene oppfylder kriteriene for Kvalitetsklasse I (samordnet forskrift om gjødselvarer basert på organisk opphav - tabell 3) for Pb og Cr og er på grensen for Ni (BR). I tillegg er slam fra RA-2 innenfor grensene for Kvalitetsklasse I for Zn og Hg og er på grensen for Cu. Kvaliteten med hensyn på Cd er ikke mulig å vurdere pga. for høy deteksjonsgrense på analysene.

Innholdet av Cu, Zn og Hg i slam fra RA-2 er betydelig lavere enn det gjennomsnittlige innholdet av disse metallene i norsk avløpsslam (tabell 5), mens konsentrasjonene av Cr og Pb er omtrent på samme nivå som gjennomsnittet. Innholdet av Ni i begge slamtypene er høyere enn gjennomsnittet for norsk avløpsslam (tabell 5). Konsentrasjonene av Cu, Zn, Hg, Pb og Cr i slam fra Bekkelaget er høyere enn gjennomsnittet for norsk avløpsslam.

Tabell 5: Gjennomsnittlig innhold av tungmetaller i avløpsslam per år i perioden 1991-2000 (Statistisk Sentralbyrå: www.ssb.no).

Tungmetall	1991	1996	2000	% reduksjon (1991-2000)
Kadmium	1,7	0,98	1	41
Bly	36	24	21	42
Kvikksølv	2,1	1,2	0,9	57
Nikkel	12	11	15	-25
Sink	376	352	317	16
Kobber	399	256	244	39
Krom	30	28	25	17
Arsen*		3,7		
Tinn*		6,7		

* Gjennomsnitt av analyser av en prøve av avløpsslam fra hvert av 3 renseanlegg (Amundsen *et al.* 1997).

Innholdet av tungmetaller i norsk avløpsslam er betydelig redusert de siste 10 årene. Reduksjonen er størst for Cd, Hg og Pb (tabell 5).

Organiske forurensninger

Innholdet av Sum PAH i avløpsslam fra RA-2 er lavere enn tilsvarende målinger fra 1996-97, mens innholdet i slam fra Bekkelaget er omtrent det samme som i 1996-97 (tabell 7).

Innholdet av DEHP er betydelig lavere enn det som ble målt i 1996-97 i begge slamtypene, mens innholdet av LAS er på omtrent samme nivå som i 1996-97.

Innholdet av NPE er svært lavt i det avløpsslammet som er brukt i dette prosjektet (tabell 6) sammenlignet med tidligere målte verdier (tabell 7). En årsak til dette kan være at disse tensidene er erstattet av andre stoffer. Fra 1. januar 2002 regulerer en egen forskrift bruk, omsetning, import og eksport av oktyl- og nonylfenoler og deres etoksilater i produkter.

Sammenligning av konsentrasjonsnivåer i avløpsslam mellom undersøkelser krever at analysemetodene som er brukt er sammenlignbare. Det er usikkert i hvilken grad dette er tilfelle ved sammenligningene som er gjort. Konsentrasjonsendringene som er beskrevet over kan derfor skyldes ulik analysemetodikk, bortsett fra for NPE hvor konsentrasjonsendringen er for stor til at den skal kunne skyldes analysemetodikken alene.

Tabell 6. Karakteristikk av slam fra to renseanlegg og kompostert hageavfall. Prøvene er analysert ved MILJØ-KJEMI Norsk Miljø Senter. Alle tall i mg/kg tørrstoff (TS).

Parameter	RA-2 april	RA-2 mai	BR April	RA-2 hageavf.	Det. grense
PAH (polyaromatiske hydrokarboner):					
Naftalen	<	0,057	<	<	0,02
Asenaftalen	<	0,018	0,030	<	0,01
Asenaften	<	0,011	0,022	<	0,01
Fluoren	<	0,013	0,045	<	0,01
Fenantren	0,018	0,086	0,29	<	0,01
Antrasen	<	0,031	0,11	<	0,01
Fluoranten	0,028	0,21	0,79	<	0,01
Pyren	0,081	0,20	0,68	0,011	0,01
Benzo(a)antrasen	0,014	0,069	0,37	<	0,01
Krysen/trifenylen	0,033	0,12	0,35	0,014	0,01
Benzo(b+j+k)fluoranten	0,041	0,15	0,56	0,019	0,01
Benzo(a)pyren	0,015	0,050	0,35	<	0,01
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,017	0,044	0,26	<	0,01
Dibenzo(a,h)antrasen	<	<	0,012	<	0,01
Benzo(g,h,i)perylene	0,027	0,027	0,099	<	0,01
SUM PAH₁₆	0,27	1,1	4,0	0,044	
Bløtgjørere (ftalater):					
Diethylhexylftalat (DEHP)	3,0	3,3	14	0,38	0,1
Lineærealkylbenzensulfonater					
LAS	64	62	150	<	50
Nonylfenol-forbindelser:					
Nonylfenol (NP)	<	0,40	0,45	0,22	0,2
Nonylfenolmonoetoxylater (NP1EO)	<	0,29	2,4	<	0,2
Nonylfenoldietoxylater (NP2EO)	<	<	0,25	<	0,2
SUM Nonylfenoler	i.p.	0,69	3,1	0,22	

<: Mindre enn den oppgitte deteksjonsgrense.

i.p.: Ikke påvist

Tabell 7. Innhold av organiske forurensninger i avløpslam fra Bekkelaget og RA-2 i månedsblandprøver fra 1996-97 (data fra Paulsrud et al., 1997).

Renseanlegg		Okt 96	Nov 96	Des 96	Jan 96	Feb 96	Middel
Bekkelaget	NPE	110	330	470	440	650	400
	DEHP	79	55	95	55	44	66
	LAS	77	78	140	85	170	110
	PAH ¹	5,6	4,0	5,0	4,8	3,8	4,6
RA-2	NPE	24	230	24	37	36	70
	DEHP	70	73	52	34	14	49
	LAS	37	10	22	15	36	24
	PAH ¹	1,4	3,8	4,6	4,3	1,8	3,2

1 Sum 16 PAH

Resultatene fra 1996-97 (tabell 7) viser at konsentrasjonene av organiske forurensninger kan variere mye fra måned til måned.

4. Forenklet risikokarakterisering av avløpslam og avrenning fra slam

4.1 Metodikk

Når man skal vurdere risiko for miljøeffekter (miljørisiko) knyttet til utslipp av kjemikalier finnes det en rekke metoder tilgjengelig. Disse metodene kan grovt inndeles i to grupper: teoretiske tilnærminger og økotoksitetstesting. De teoretiske tilnærmingene baserer seg på kunnskap om effekten av et stoff på ulike testorganismer, og man bruker resultater fra slike økotoksitetsstudier til å beregne en grenseverdi for biologiske effekter, dvs. den konsentrasjon som man antar ikke vil gi miljøeffekter.

EU har utviklet en modell for miljørisikovurdering hvor en grenseverdi for miljøeffekter, kalt PNEC (Predicted No Effect Concentration), blir sammenliknet med målte eller beregnede konsentrasjoner i miljøet, den såkalte PEC (Predicted Environmental Concentration). Metoder for beregning av PEC'er og PNEC'er er utførlig beskrevet i det såkalte "Technical Guidance Document" (European Commission, 1996), og bare bruken av disse verdiene vil bli referert her. I denne metoden brukes forholdet mellom miljøkonsentrasjoner og grenseverdier, altså PEC/PNEC, som en indikasjon på hvorvidt man står overfor konsentrasjoner i jord og vann som utgjør et miljøproblem eller ikke. Dersom PEC/PNEC er lavere enn 1, betyr det at risikoen knyttet til utslipp av et stoff er akseptabel, mens verdier av PEC/PNEC større enn 1 angir at grenseverdien er overskredet og at utslippet er forbundet med uakseptabel risiko.

4.1.1 Samvirkende effekter av kjemikalier

Som de fleste andre metoder for å vurdere miljørisiko er EUs modell utviklet for enkeltstoffer, ikke for komplekse stoffblandinger slik man finner i bl.a. drensvann fra slam. Stoffer som organismer eksponeres for samtidig kan påvirke dem på ulike måter, og man deler gjerne inn i additive, synergistiske eller antagonistiske samvirkninger av stoffer. For stoffer som virker

via den samme toksiske virkemåten har man dokumentert additive effekter (konsentrasjonsadditivitet), mens man for stoffer som virker via forskjellige virkemåter gjerne oppnår en samlet effekt som er mindre enn additiv (effektadditivitet). Det finnes imidlertid også eksempler på at stoffer som virker via forskjellige virkemåter gir synergistiske effekter, for eksempel i tilfeller hvor et av stoffene gir induksjon eller hemming av et enzym som bidrar i den biokjemiske omdanningen av et annet. Som en rimelig konservativ antagelse kan man imidlertid ta utgangspunkt i at effekten av en stoffblanding antas å være additiv (konsentrasjonsadditivitet).

4.1.2 Begrensninger i bruk av teoretiske metoder

Det er flere problemer med å benytte teoretiske metoder for å beregne miljørisiko relatert til komplekse forurensningsblandinger. Først vil vi nevne at kun et utvalg av de kjemiske stoffene som er tilstede i slammet og dreinsvannet blir målt kjemisk. Det kan derfor ikke utelukke at avløpsslam og dreinsvann kan inneholde andre stoffer som kan ha betydning for giftighet. For eksempel er ikke kvikksølvkonsentrasjoner målt i dreinsvann, mens dette stoffet ble målt i slam og hageavfall og her var en av de kritiske komponentene i forhold til miljørisiko. Effekten av slike stoffer vil man kunne fange opp dersom giftigheten av dreinsvannet testes med et relevant utvalg av økotoksikologiske metoder. Muligheten for at det finnes potensielt miljøskadelige, men uidentifiserte stoffer i både slam og dreinsvannet gjør at man ofte legger konservative vurderinger til grunn når det brukes en teoretisk metode for miljørisikovurdering. På den annen side kan slike beregninger bli for konservative fordi biotilgjengeligheten av de aktuelle stoffene ofte er langt lavere i slam og dreinsvann enn i økotoksitetstestene som grenseverdiene for effekter er basert på. Særlig vil nok dette gjelde metallene. Denne usikkerheten gjør at det kan stilles spørsmål ved relevansen av de miljørisikoberegningene som er gjort her.

En indikasjon på høy miljørisiko basert på teoretiske beregninger må derfor tolkes mer som et signal om at det er nødvendig med ytterligere studier (giftighet- eller biotilgjengelighetsstudier) enn som et absolutt mål på risikoen knyttet til utslipp av dreinsvann fra slam og hageavfall. På samme måte vil anslag over hvor stor fortykning av dreinsvannet som er nødvendig før utslipp i resipient, være beheftet med stor og ikke-kvantifiserbar usikkerhet.

4.1.3 Eksponeringskonsentrasjoner (PEC)

Som grunnlag for beregningen av eksponeringskonsentrasjoner er de kjemiske målingene på avløpsslam og dreinsvann benyttet. Det foreligger en måling fra perioden like etter (2 måneder) etablering av lysimetrene (Tabell 11 og 13) og en måling etter at lysimetrene har vært vannet i en lengre periode (6 måneder) (Tabell 10 og 12).

4.2 Grenseverdier for miljøeffekter i jord (PNEC_j)

I områder hvor avløpsslam blir brukt i store mengder, vil slammet bli den vesentligste delen av jorda. Den kjemiske sammensetningen av denne jorda vil derfor være svært avhengig av sammensetningen av avløpsslammet som brukes. På denne bakgrunn er det relevant å sammenligne konsentrasjoner av metaller og organiske forurensninger i avløpsslammet med jordkvalitetskriterier eller andre terskelverdier som er etablert for jord.

På denne bakgrunn sammenlignes sammensetningen av avløpsslam med

1. Økotoksrelaterte normverdier (Norge)
2. Normverdier for mest følsomt arealbruk (Norge)
3. Økotoksrelaterte jordkvalitetskriterier (Danmark)

4. Effektkonsentrasjoner på meitemark (USA)

Det er utarbeidet normverdier for en rekke metaller og organiske miljøgifter i forbindelse med utarbeidelsen av SFT's veileder for gjennomføring av risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999). Det foreligger imidlertid ikke normverdier for alle stoffer som er bestemt i denne undersøkelsen (f.eks. nonylfenol og LAS som fortsatt kan forekomme i betydelig mengder i avløpsslam). Siden avløpsslam er en kompleks blanding av hundrevis av forskjellige stoffer, som samlet kan ha betydelig virkning på jordlevende organismer, så trenger vi så mange data som mulig. Der datagrunnlaget er mangelfullt har vi derfor foretatt en skjønnsmessig bestemmelse av PNEC ut fra de data og den generelle kunnskap vi har på området. Dette er nærmere beskrevet for hvert enkelt stoff som dette gjelder.

1. De økotoksrelaterede normverdiene (tabell 8) er basert på data fra terrestriske tester på tre trofiske nivåer for beregning av PNEC-verdier. Der terrestriske data ikke er tilgjengelig, er $PNEC_{jord}$ beregnet fra akvatiske data og fordelingskoeffisienter mellom jord og vann. Laveste LOEC-verdier (LOEC-lowest observed effect concentration) fra kroniske tester er benyttet der slike finnes. Nærmere beskrivelse av hvordan de terrestriske verdiene er framkommet finnes i SFT-veiledning 99:01A "Risikovurdering av forurenset grunn".

2. Ved utarbeidelsen av helserelaterede normverdier er det tatt utgangspunkt i eksponeringsveiene oralt inntak av jord og støv, hudkontakt med jord og støv, innånding av støv, innånding av gasser fra jord, inntak av drikkevann (grunnvann), inntak av grønnsaker produsert og inntatt på stedet, samt inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende sjøresipient (se SFT-veileder 99:01A).

Normverdiene for mest følsomt arealbruk (tabell 8) er den laveste av helse- og økotoksbasert normverdi (se SFT-veiledning 99:01A).

3. De danske jordkvalitetskriteriene (tabell 8) er fastsatt ved hjelp av null-effekt konsentrasjoner (NOEC) og effektkonsentrasjoner (EC eller LOEC) for jordlevende organismer og prosesser. Disse inkluderer hvirvelløse dyr, planter, mikroorganismer og mikrobielle prosesser. For nærmere beskrivelse av hvordan verdiene fastsettes se Scott-Fordsmand et al. (1995).

4. Effektkonsentrasjoner på meitemark (tabell 8) er utarbeidet ved å bruke 10-percentilen i en fordeling av effektkonsentrasjoner på meitemark. Dette innebærer at man er 90% sikker på å beskytte de meitemarkene som lever i jorda. Se Efroymsen et al. (1997) for nærmere beskrivelse av beregningsprosedyren.

Data for meitemark er naturligvis spesielt valgt fordi vi også har testet meitemark i avløpsslammet.

Tabell 8. Normverdier, danske jordkvalitetskriterier og kritiske verdier for meitemark. Enhet: mg/kg TS (se tekst for forklaring).

Parameter	Økotoks- Baserte Normverdier SFT 1999	Normverdier Mest følsomt arealbruk SFT 1999	Danske jordkvalitets kriterier	Kritiske verdier for meitemark
Arsen	2	2	2	60
Bly	100	60	50	500
Kadmium	4	3	0,3	20
Kobber	100	100	30	50
Krom	26	25	50	0,4
Kvikksølv	1	1	0,1	0,1
Nikkel	63	50	10	200
Sink	100	100	100	200
Naftalen	0,8	0,8		5
Asenaftylene				
Asenaften				
Fluoren	0,6	0,6		30
Fenantren				
Antrasen	0,14	0,14		5
Fluoranten	0,1	0,1		5
Pyren	0,1	0,1		5
Benzo(a)antrasen				
Krysen/trifenylene	10,7	10,7		10,7
Benzo(b+j+k)fluoranten				
Benzo(a)pyren	1,5	0,1		5
Indeno(1,2,3-c,d)pyren				
Dibenzo(a,h)antrasen				
Benzo(g,h,i)perylene				
SUM PAH16	19,7	2		50
Diethylhexylftalat (DEHP)*	10	10		10
LAS*	5	5		500
Nonylfenoler**	0,25	0,25		0,25

* Danskene (Jensen 1999) antyder effekter på disse nivåene; **Beregnet på bakgrunn av dansk grenseverdi på 30 mg/kg TS i avløpslam.

Normverdier og effektkonsentrasjoner for organismer i jord varierer betydelig (tabell 8). Dette skyldes både at beregningsgrunnlaget er forskjellig (forskjellige undersøkelser ligger til grunn) og at prinsippene for slike beregninger er forskjellig.

For metaller er de danske jordkvalitetskriteriene generelt de strengeste (bortsett fra for As, Cr og Zn), mens for de organiske komponentene er de norske økotoksrelaterte normverdiene strengere enn de amerikanske effektkonsentrasjonene for meitemark.

Tabell 9. Forhold mellom PEC og PNEC for ulike komponenter i avløpsslam fra RA-2 og Bekkelaget rensesanlegg

Parameter	Øktoks-N*	RA 2 PEC/PNEC			BR PEC/PNEC				Hageavfall PEC/PNEC			
		Norm-N**	Jordkval-DK#	Meit effektα	Øktoks-N	Norm-N	Jordkval-DK	Meit effekt	Øktoks-N	Norm-N	Jordkval-DK	Meit effekt
Arsen	1,85	1,85	1,85	0,06	1,40	1,40	1,40	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
Bly	0,22	0,37	0,45	0,04	0,56	0,93	1,11	0,11	0,28	0,46	0,56	0,06
Kadmium	0,38	0,50	5,00	0,08	0,38	0,50	5,00	0,08	0,38	0,50	5,00	0,08
Kobber	1,38	1,38	4,60	2,76	5,52	5,52	18,40	11,04	0,78	0,78	2,61	1,56
Krom	0,95	0,99	0,50	62,00	1,45	1,51	0,75	94,25	0,90	0,94	0,47	58,50
Kvikksølv	0,34	0,34	3,35	3,35	1,40	1,40	14,00	14,00	2,10	2,10	21,00	21,00
Nikkel	0,39	0,49	2,45	0,12	0,49	0,62	3,08	0,15	0,32	0,40	2,01	0,10
Sink	2,67	2,67	2,67	1,33	4,47	4,47	4,47	2,24	2,35	2,35	2,35	1,18
SUM metaller*	8,17	8,58	20,85	8,70	15,66	16,34	48,22	29,11	7,10	7,53	33,99	24,87
Naftalen	0,04	0,04		0,01	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00		0,00
Fluoren	0,01	0,01		0,00	0,08	0,08		0,00	0,00	0,00		0,00
Antrasen	0,11	0,11		0,00	0,79	0,79		0,02	0,00	0,00		0,00
Fluoranten	1,19	1,19		0,02	7,90	7,90		0,16	0,00	0,00		0,00
Pyren	1,41	1,41		0,03	6,80	6,80		0,14	0,11	0,11		0,00
Krysen/trifenylen	0,01	0,01		0,01	0,03	0,03		0,03	0,00	0,00		0,00
Benzo(a)pyren	0,02	0,33		0,01	0,23	3,50		0,07	0,00	0,00		0,00
SUM PEC/PNEC enkeltPAH	2,78	3,08		0,07	15,83	19,09		0,42	0,11	0,11		0,00
SUM PAH16	0,03	0,34		0,01	0,20	2,00		0,08	0,00	0,02		0,00
Dietylhexylftalat (DEHP)	0,30	0,30		0,30	0,33	0,33		0,33				
LAS	12,60	12,60		0,13	30,00	30,00		0,30	0,00	0,00		0,00
SUM Nonylfenoler	1,38	1,38		1,38	12,40	12,40		12,40	0,88	0,88		0,88
Delsum PEC/PNEC uten LAS	14,28	14,28		1,81	42,73	42,73		13,03	0,88	0,88		0,88
SUM alle organiske uten LAS	17,06	17,36		1,88	58,56	61,82		13,45	0,99	0,99		0,88
SUM metaller og organiske* uten LAS	25,23	25,95	20,85	10,58	74,22	78,16	48,22	42,56	8,10	8,52	33,99	25,75
uten LAS	9,88	10,61	20,85	10,39	28,59	31,07	48,22	41,92	7,99	8,44	33,99	25,75

* Økotoksbaserte normverdier (SFT-veileder 99:01A); ** Normverdier mest følsomt arealbruk (SFT-veileder 99:01A); #Danske jordkvalitetskriterier (Scott-Fordsmann et al. 1995); α Kritiske verdier for meitemark (Efroymsen et al. 1997). 1) Krom er utelatt i SUM PEC/PNEC for meitemark for oversiktens skyld. Siden den oppgitte terskelverdien som er brukt er ekstremt lav vil den kunne overskygge bidraget fra andre stoffer som kan være viktig. Det må imidlertid understrekes at datagrunnlaget for krom er svært tynt. 2) Vi har valgt å bruke SUM EnkeltPAH i stedet for PAH(16)

Kommentarer til tabell 9

Parameter	Kommentar
Arsen	Arsen ble ikke målt i denne undersøkelsen, men vi har brukt data fra 1996 for de samme renseanleggene
Krom	Datagrunnlaget for meitemark er 3 undersøkelser med svært ulike resultater, der den laveste LOEC verdien er lagt til grunn
Naftalen	Mangler data for meitemark. NOEC er anslått til 5 mg/kg som tilsvarer den høyeste følsomhet for en flere andre organiske forbindelser
Antrasen	Nederlands normverdi for jord. NOEC for meitemark er anslått som for naftalen
Fluoranten	NOEC for meitemark er anslått som for naftalen
Pyren	NOEC for meitemark er anslått som for naftalen
Krysen/trifenylen	Nederlands normverdi for jord. Siden verdien er relativt høy har vi valgt å bruke den samme verdien for meitemark (10,7 mg/kg)
Benzo(a)pyren	NOEC for meitemark er anslått som for naftalen
SUM PAH16	Datagrunnlaget er tynt for meitemark, men Miljøstyrelsen (1995) antyder en NOEC verdi på 50 mg/kg
Dietylhexylftalat (DEHP)	Mangler data for meitemark, men Miljøstyrelsen antyder 10 mg/kg som en kritisk verdi for jordorganismer
LAS	Miljøstyrelsen antyder en kritisk verdi på 5 mg/kg jord (høyst skjønnsmessig)
SUM Nonylfenoler	Den danske avskjæringsverdien på 30 mg/kg slam (TS) tilsvarer ca 0,25 mg/kg jord etter den norske slamforskriften

PEC/PNEC verdier større enn 1 viser at konsentrasjonen i avløpsslammet (PEC) er høyere enn den høyeste konsentrasjonene som forventes å ikke gi effekt (PNEC). Ved å summere PEC/PNEC-verdiene for de ulike komponentene i avløpsslammet fås et generelt bilde av i hvilken grad effekter kan forventes på jordlevende organismer.

Beregningene av PEC/PNEC-verdier viser at effekter kan forventes i begge slamtypene og i hagekomposten (tabell 9). Innholdet av metaller i avløpsslammet overskrider ikke-effekt konsentrasjonene generelt mer enn for de organiske i RA-2-slammet, mens de organiske overskrider ikke-effekt nivåene mer i slammet fra Bekkelaget (tabell 9).

For enkelte PNEC verdier er det klart at datagrunnlaget er begrenset, f.eks gjelder dette spesielt for krom og effekt på meitemark. De danske jordkvalitetskriteriene er betydelig mer konservative enn de norske normverdiene, spesielt for kadmium og kvikksølv. På den annen side virker den norske normverdien for kobber forholdsvis høy. Virkningen av kobber er svært avhengig av tilstandsform og biotilgjengelighet. Dersom en øker kobberkonsentrasjonen i en jord som har lav bakgrunnskonsentrasjon (f.eks 10 mg/kg) til 100 mg/kg med en ren salttilsetning så har vi vist at dette ikke medfører redusert vekst av raigras, men nitrifikasjonskapasiteten reduseres med mer enn 50% og holder seg lav i flere år. Det må også kommenteres at den estimerte PEC/PNEC for meitemark stort sett blir høyere enn om de norske normverdiene for mest følsom arealbruk legges til grunn, selv om meitemark ikke er den mest følsomme organismen i jord. Delvis kan dette skyldes datagrunnlaget, delvis kan det skyldes beregningsmåten. Der toksisitetstestene er utført på vannløselige salter av metaller, er økotoksbasert normverdi anslått til 10 ganger PNEC(jord), mens det ikke er tatt hensyn til metallens tilstandsform i utledningen av kritiske verdier for meitemark. Det er åpenbart at det er stor usikkerhet knyttet til teoretiske miljørisikoberegninger.

Slike beregninger kan likevel være nyttige når man som i dette tilfellet tar med analyser og beregninger for presumtivt risikofritt materiale, i dette tilfellet kompostert hageavfall. Ut fra de norske normverdiene er det f.eks liten forskjell på slam fra RA-2 og kompostert hageavfall når det gjelder beregnet risiko knyttet til metallinnhold. Vi må kanskje anta at metallene er mer tilgjengelig i slam, men innholdet av det svært giftige metallet kvikksølv var høyere i hagekomposten. I ettertid er det lett å se at det burde vært gjennomført utlekkingsstest også på kompost. Slike beregninger og sammenligninger kan også gjøre det lettere å identifisere de stoffene som det er knyttet størst risiko til. Ut fra en slik betraktning synes den største risikoen å være knyttet til kobber og kvikksølvinnholdet i BR-slam og til kvikksølvinnholdet i kompost.

5. Effekter av avløpsslam på vekst og reproduksjon hos meitemark (*Eisenia andrei*)

5.1 Metodikk vekst og reproduksjon

Reproduksjonspotensialet i to forskjellige forsendelser av RA-2 slam, hagekompost fra RA-2, samt slam fra Bekkelaget renseanlegg ble testet. Som referanse ble en vekstjord benyttet.

Avfall og jord ble veid inn i 2 liters plastbokser m/lokk. Lokkene var perforert med 20 (1 mm) hull for lufting. Vanninnholdet i avfallet og referansejord ble justert til ca. 70% av antatt feltkapasitet.

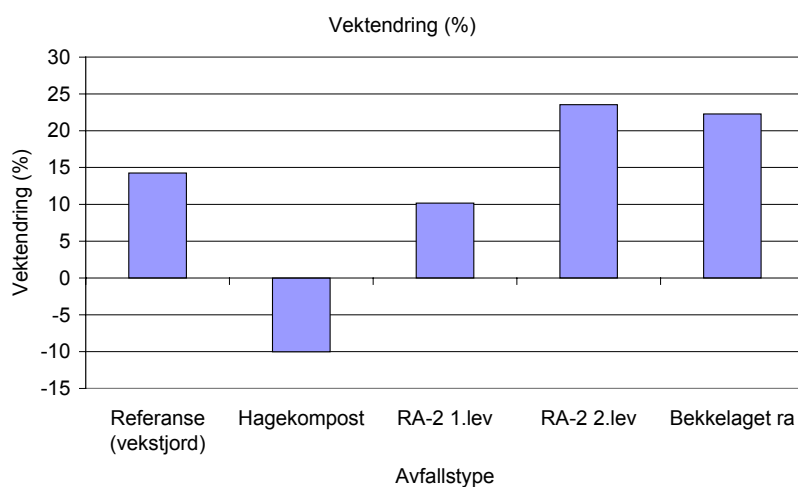
20 meitemark (*Eisenia andrei*) ble tilsatt hver boks etter at de hadde gått seg tomme gjennom 24 timer på fuktet filterpapir. Markene ble veid etter tømning og før de ble tilsatt boksene.

Markene ble matet med 10 gram tørket hestemøkk fuktet med 10 ml vann (lagt på toppen) ved start og deretter ukentlig med samme mengde mat. Vanninnholdet ble justert ukentlig. Boksene ble oppbevart ved romtemperatur ($20^{\circ}\pm 2^{\circ}\text{C}$) og med lyssyklus på 8/16 timer mørke/lys (4000 lux). Markene ble veide etter fire uker (figur 1).

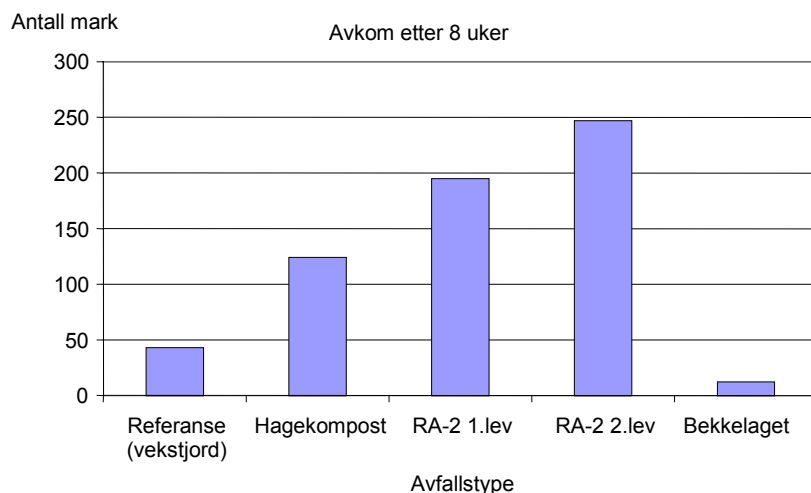
Hver boks med jord eller avfall ble deretter tilsatt 10 gram tørr hestemøkk fuktet med 10 ml vann. Dette ble blandet inn i jord eller avfall og boksene ble lagret i nye 4 uker i det samme rommet for å tillate klekking av kokonger. Vanninnholdet i boksene ble justert ukentlig.

Etter nye 4 uker (til sammen 8 uker) ble antall nye mark (ant. kokonger som var klekt) talt opp (figur 2).

5.2 Resultater tilvekst og reproduksjon



Figur 1. Vektendring i meitemark (*Eisenia andrei*) etter eksponering i 4 uker for ulike jord og avfallstyper.



Figur 2. Reproduksjonspotensialet uttrykt som antall nye mark etter 8 uker.

Det er vanskelig å si noe om hva som er normal reproduksjon for en *E.andrei*, men 3-4 juvenile per mark per 4 uker kan antas å være et representativt gjennomsnitt. Dersom vi tar utgangspunkt i at hver mark burde produsert 3 juvenile er reproduksjonen i referansejord og

Bekkelagsslam dårligere enn forventet, mens reproduksjonen i hagekompost og RA-2-slam er betydelig høyere enn forventet. I gjennomsnitt har hver meitemark produsert 10 juveniler i dette slammet. Det var ingen sammenheng mellom vekt-ændring og kokongproduksjon.

RA-2-slam har betydelig lavere innhold av metaller enn det en finner i slam fra Bekkelaget. Generelt kan vi si at innholdet av Cu, Pb og Zn er 2-4 ganger høyere i Bekkelagsslammet enn i slam fra RA-2 og i hagekompost. Innholdet av Hg er imidlertid høyest i Hagekompost (2.1 mg/kg) dvs. nærmere 10 ganger mer enn i RA-2-slam. Lavere reproduksjon i slam fra Bekkelaget er på denne bakgrunnen forventet, men sannsynligvis er det andre faktorer som også spiller inn her.

Når det gjelder innholdet i meitemarken kan det se ut som det er en sammenheng mellom innhold i avfall og innhold i meitemark for Cu og Ni, men ikke for andre metaller (sammenligning tabell 4 og 10).

Tabell 10. Innhold av tungmetaller i meitemark etter 4 ukers eksponering. Enhet: mg/kg våtvekt. µg MT/g er innholdet av MT per gram våtvekt meitemark. Verdiene representerer totalhomogenater av det antallet mark som er angitt i parentes

	Hg	Cd	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni µg MT/g
Referanse (vekstjord)	0,0034	0,38	2,6	19,5	0,073	0,04	0,12 147 (16)
Hagekompost	0,0084	0,46	2,8	21,7	0,06	0,031	0,11 134 (9)
RA-2 1.lev	0,0047	0,6	4,1	20,2	0,047	0,047	0,15 127 (5)
RA-2 2.lev	0,0086	0,59	3,3	20,8	0,11	0,12	0,29 118 (4)
Bekkelaget ra	0,002	0,39	4,5	19,2	0,035	0,026	0,36 81,3 (4)

* Innholdet av MT i meitemark som har levd kun i hestemøkk var 176 µg/MT (10).

Tilgjengeligheten og opptaket varierer tydeligvis mye for de ulike metallene.

5.3 Metodikk bestemmelse av metallothionein

Etter 4 uker ble markene tatt ut og veid etter at de hadde gått 24 timer på fuktet filterpapir. 10 mark ble sendt til NTNU for bestemmelse av metallothioner. Markene ble sendt overnatten i 200 ml brune glass m/jord eller avfall.

Metallothionein (MT) ble først isolert fra nyrebark hos hest og karakterisert som et Cd bindende protein i 1957 (Margoshes and Vallee 1957). Det er foreslått en rekke funksjoner for dette proteinet opp gjennom årene, inkludert detoksifisering av tungmetaller tilhørende innskuddsgruppe IB og IIB i det periodiske system (Cd, Cu, Zn, Hg, Pb) (Kagi and Vallee 1960). Ved sin spesielt høye affinitet til tungmetaller vil MT binde seg til disse og dermed hindre dem i å utøve sin toksiske effekt. I tråd med dette er det påvist økt resistens mot tungmetaller i organismer med forhøyede nivåer av MT (Webb 1987).

Metallothionein er uansett en nyttig indikator på tungmetalleksponering. Induksjon av MT til metallbeskyttelse er klart indikert hos dyr innsamlet fra sitt naturlige miljø. Metallothionein anses å stå helt sentralt når det gjelder metabolismen av Cu og Zn i de fleste dyregrupper, og fremstår uten tvil som den mest lovende biomarkøren for Cd og Hg som en i dag har til rådighet.

Metallothionein er velegnet til bruk som en spesifikk biomarkør på grunn av korrelasjonen mellom nivåer av MT i lever og nyrer i forhold til miljømessig eksponering av visse metaller, og fordi det forurensende metallet kan finnes igjen bundet til proteinet og dermed bestemmes

(Andersen et al. 1986). De studiene det legges opp til her, med kobling mellom MT og metallinnhold, vil kunne bidra til å bestemme om metallforurensning betyr noe for meitemarken som eksponeres for avløpsslammet, og om MT hos denne arten eventuelt kan være en nyttig biomarkør for kontaminering av metaller. En metalltoksikologisk trussel for meitemarken oppstår dersom denne utsettes for en så høy metallbelastning at dyrets evne til å avtoksifisere metallene ved nydannelse av tilstrekkelig mengde MT ikke strekker til. Slike data vil kunne fremkomme ved studier av metallfordelingen i de subcellulære fraksjonene som separeres etter molekylfiltrering på Sephadex kolonne. Dersom f.eks. Cd ikke bare befinner seg i den separerte MT fraksjonen, men også forefinnes fordelt i de fraksjonene som inneholder høymolekylært protein, er det fare på ferde. Slike studier har vi imidlertid ikke utført på meitemark.

5.4. Resultater bestemmelse av metallothionein

Så langt er innholdet av MT i mark eksponert for forskjellige typer av slam bestemt. Resultatene viser at markene eksponert for de forskjellige slamtypene har forskjellig innhold av MT (siste kolonne i tabell 10). Det er interessant å fastslå at vår metode for bestemmelse (Bartsch et al. 1990, Klein et al. 1990) virkelig registrerer nivåer av MT i disse markene. Disse nivåene er noe lavere enn det en vanligvis finner i nyre og lever hos pattedyr, men forøvrig sammenlignbart med nivåene som finnes i hjernevev hos slike dyr. Metallothionein forefinnes altså i så store mengder hos meitemark at det kan brukes i videre studier vedrørende metallbelastning med de teknikkene som brukes ved NTNU.

Det er meget interessant å se at alle gruppene av mark indikerer lavere verdier for MT-innhold enn observert for kontrollene. Det kreves ytterligere undersøkelser for å få klarlagt årsakene til dette, men det kan muligens spekuleres i om slammet er så næringsrikt for marken at det fører til kraftig vektøkning som maskerer en eventuell MT induksjon.

5.5 Konklusjoner

Innholdet av tungmetaller og organiske forurensninger i avløpsslam og hagekompost som er testet i dette forsøket synes ikke å ha negative effekter på vekst og reproduksjon av meitemark (*Eisenia andrei*) i RA-2 slam, men kan ha gitt redusert reproduksjon (men ikke virkning på vekst) etter eksponering for slam fra Bekkelaget. Basert på summering av PEC/PNEC verdier for tungmetaller og organiske forurensninger skulle effekter på meitemarken forventes. Dette skyldes trolig at tilgjengeligheten til de forurensninger som finnes i avfallet er lav i forhold til de undersøkelser som har dannet grunnlag for PNEC-verdiene (tabell 8).

6. Avrenning og plantevekst

Olav Arne Bævre, Planteforsk Kvithamar forskingssenter

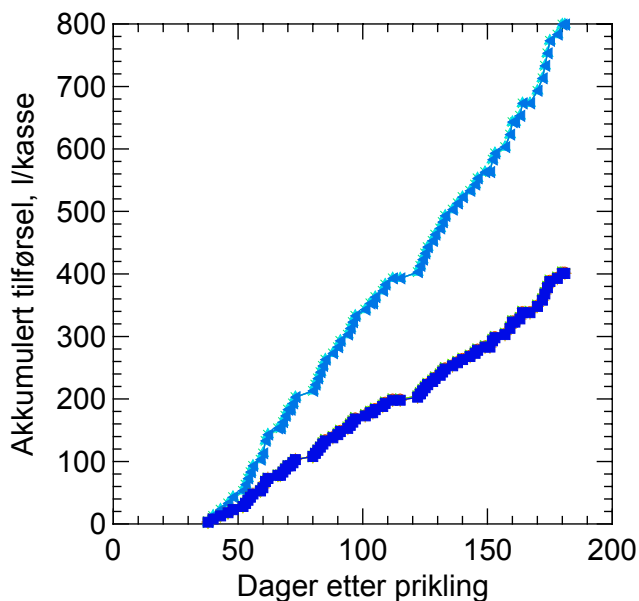
6.1 Metodikk

Ekperimentelt opplegg for plantevekst og drenering: Mini-lysimeter i veksthus med enheter bestående av kasser med følgende mål (innvendige): lengde 1153 mm, bredde 897 mm (1,034m² dyrkingsflate), høyde 952 mm, volum 0,979m³. Innvendig var kassene kledd med plastfolie og med papp (Isbjørn) inn mot slammassen. Kassene hadde i bunnen en helling på ca. 4% mot midten og dreneringhull. Kassene var plassert på Leca-blokker (25 cm over gulv).

Igangsetting og vegetasjonsdekke: Kassene ble fylte og deretter priklet (planteavstand 7 cm) med italiensk raigras (*Lolium multiflorum* var. *italicum* Lam 'Meroa') i uke 25. Sporadisk utgang av planter i slam fra Bekkelaget gjorde det nødvendig med gjenprikling fram til 29. juni. Den 16. juli ble alle planter skåret tilbake i alle kasser. Forsøket ble igangsatt fra denne

dag. Fra da av var vegetasjonsdekket for begge slamtypene vel etablert og i god vekst. Det var mye frøgras (særlig meldestokk) fra starten i begge slamproduktene og det ble nødvendig med lusing de første ukene. Avlingen ble høstet i forhold til utviklingsstadium (like før skyting) for registrering av frisk- og tørrvekt (tørring ved maks 60°C).

”Nedbør” og dreneringsvann: Plantene ble vannet etter en tenkt årsnedbør på henholdsvis 800 og 1600 mm (lite og mye nedbør), hvorav 62% i en vekstperiode på 6 måneder. Per uke utgjorde det ca. 24 og 48mm. Siste uka før prøveuttak, i august og desember ble nedbøren doblet. Det var periodevis nødvendig å begrense vanningen for å unngå soppangrep (gråskimmel) og for at mediet ble for fuktig med bruk av planlagt nedbør. Soppangrepet forsvant når vanningen ble redusert. Tilført vann og drenert mengde er målt daglig fra 16. juli.



Figur 3. Tilført vann/nedbør (springvann) for mye nedbør (øvre kurve) og lite nedbør. Vanning ble gjennomført fra 16. juli.

I perioder for analyse, er det tatt ut en gjennomsnittsprøve av drensvannet basert på innsamlet vann for siste uke før prøveuttak.

Dyrkingsbetingelser:

- Lys, naturlig + høytrykk natrium (NaH), 12 000 lux, dvs ca. $145 \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ når utelyset er under 25 000 lux.
- CO₂: Naturlig nivå fram til 1. oktober, siden 600-800 ppm når det ikke luftes.
- Luftfuktighet: RF 80-98%.
- Daglengde: 18t (når den naturlige dagen er kortere)
- Temperatur dag/natt: Juni-august, 20/16 °C, september- desember, 16/12 °C

Plantevern: Biologisk/kjemiske ble brukt etter behov; rovmidd mot midd en uke etter prikling (middmasse på bildene) og damping med Dedevap (diklorvos) mot trips fire ganger i oktober.

Tabell 11. Plan for slamtyper, blandingsforhold, nedbør og plantedekke brukt i forsøket.

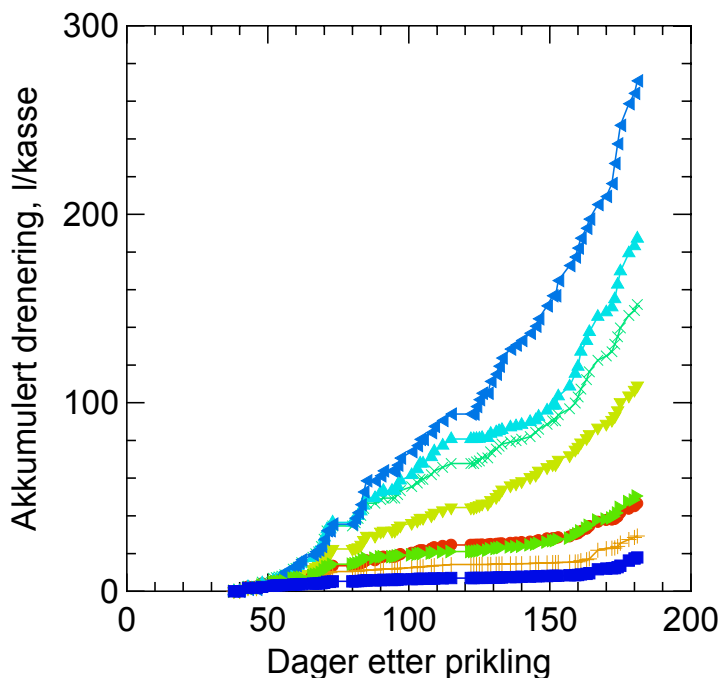
Ledd	Slam- leverandør	Blanding, % slam	Nedbør	Dekke
1	RA-2	100	lite	raigras
2	RA-2	100	mye	raigras
3	RA-2	70	lite	raigras
4	RA-2	70	mye	raigras
5	RA-2	100	lite	ikke
6	RA-2	100	mye	ikke
7	BR	100	lite	raigras
8	BR	70	lite	raigras

6.2 Resultater og diskusjon

6.2.1 Drensvann

Plantene etablerte seg raskt og godt i slam fra RA-2. I slam fra Bekkelaget renseanlegg var etableringen vanskeligere og mange planter gikk ut. Sviing i bladspissene skyldtes trolig høye verdier av NH_4 i slammet fra starten.

Vanning og oppsamlet drensvann

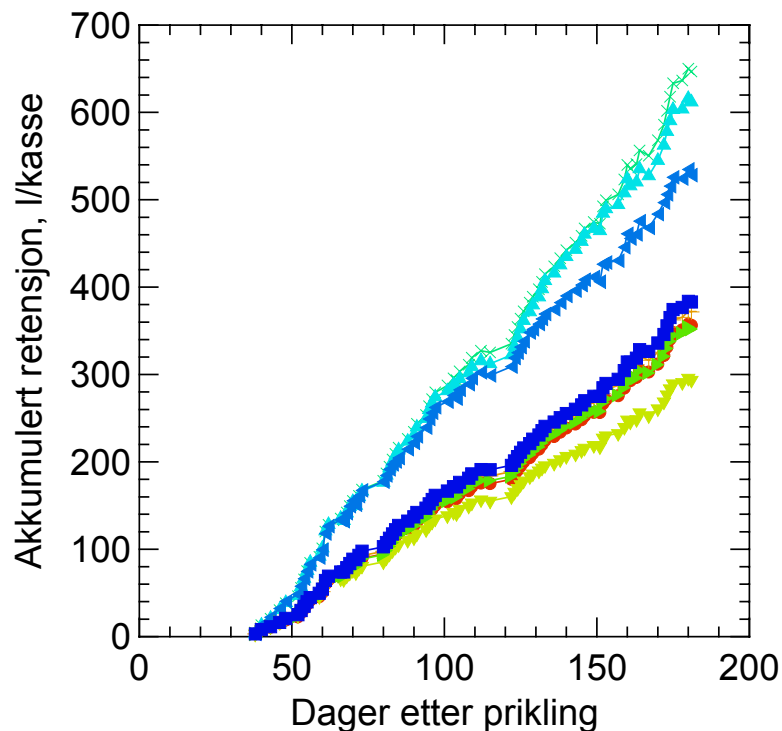


Ledd	Anlegg	Blanding, % slam	Nedbør	Dekke
1	RA-2	100	Lite	raigras
2	RA-2	100	Mye	raigras
3	RA-2	70	Lite	raigras
4	RA-2	70	Mye	raigras
5	RA-2	100	Lite	Ikke
6	RA-2	100	Mye	Ikke
7	BR	100	Lite	raigras
8	BR	70	Lite	raigras

Figur 4. Drenert vann fra kasser med ulikt slam og slammengde, utsatt for forskjellig nedbørsmengde og med ulikt plantedekke (italiensk raigras). Oppstart 16. juli.

Resultatene viser at plantedekke reduserte dreneringen betydelig (figur 4). Da nedbørsmengden var liten ga slam tilført kompostert hageavfall minst drenering, mens det motsatte var tilfelle med stor nedbør. Særlig for slam fra Bekkelaget må plantetilveksten tas i betraktning når dreneringmengden vurderes. Det samme må gjøres for mengden vann som ble holdt igjen i slammassen.

Ledd	Anlegg	Blanding, % slam	Nedbør	Dekke
● 1	RA-2	100	Lite	raigras
× 2	RA-2	100	Mye	raigras
+ 3	RA-2	70	Lite	raigras
▲ 4	RA-2	70	Mye	raigras
▼ 5	RA-2	100	Lite	Ikke
◀ 6	RA-2	100	Mye	Ikke
▶ 7	BR	100	Lite	raigras
■ 8	BR	70	Lite	raigras



Figur 5. Tilbakeholdt vann i kasser med ulikt slam og slammengde, utsatt for forskjellig nedbørsmengde og med og uten plantedekke (italiensk raigras). Oppstart 16. juli.

Analysene av drensvann fra siste uken i august (tabell 12) viste at de høyeste verdien av PAH i slam fra RA-2, mens LAS bare ble funnet i slam fra BR og forekomsten av nonylfenoler lå under deteksjonsgrensen. Av ftalater ble DEHP funnet i drensvann fra begge slamtypene og uavhengig av plantedekke og nedbørsmengde. Resultatene fra prøveuttaket i desember (tabell

13) avvek sterkt fra prøvene sist i august. Slam fra RA-2 ga bare sporadiske funn av PAH, mens dreneringen av PAH fra slam fra BR hadde økt. Forekomsten av ftalater var også nå dominert av DEHP, men nå ble det også registrert funn av di-iso-nonylftalat i alle prøvene. Det ble ikke registrert funn av LAS i slam fra BR denne gangen.

Tabell 12. Karakteristikk av drensvann fra utvalgte kombinasjoner av slam (100% slam), nedbør og dekke av overflaten med eller uten raigras. Prøvene tatt ut den **1. september** og er gjennomsnitt av drensvann fra siste uke før uttaket (tilført henholdsvis 52 og 26 l vann i denne uken). Dreneringen fra kassene var (i rekkefølgen i tabellen) 3,4 l, 9,7 l, 12,4 l, 4,2 l og 5,9 l. Prøvene analysert ved MILJØ-KJEMI (Norsk Miljø Senter). Alle tall i µg/l

Parameter	RA-2	RA-2	RA-2	RA-2	BR	Det. grense
	lite nedbør raigras	mye nedbør raigras	lite nedbør	mye nedbør	lite nedb. raigras	
PAH (polyaromatiske hydrokarboner):						
Naftalen	0,045	0,51	0,18	0,031	0,17	0,01
Asenaftalen	0,2	0,29	0,19	0,13	0,018	0,01
Asenaften	0,054	0,62	0,11	0,14	0,016	0,01
Fluoren	0,33	0,081	1,1	0,26	0,027	0,01
Fenantren	0,13	0,097	0,25	0,1	0,064	0,01
Antrasen	0,17	0,11	0,14	0,11	0,05	0,01
Fluoranten	0,22	0,062	0,43	0,098	0,03	0,01
Pyren	0,19	0,087	0,41	0,13	0,035	0,01
Benzo(a)antrasen	0,092	0,032	0,18	0,055	0,013	0,01
Krysen/trifenylene	0,088	0,042	0,19	0,065	0,014	0,01
Benzo(b+j+k)fluoranten	0,12	0,062	0,23	0,1	<	0,01
Benzo(a)pyren	0,053	0,011	0,097	0,044	<	0,01
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,033	0,011	0,045	0,022	<	0,01
Dibenzo(a,h)antrasen	0,018	0,015	0,017	0,011	<	0,01
Benzo(g,h,i)perylene	0,033	0,016	0,06	0,025	<	0,01
PAH₁₆	1,8	2,1	3,6	1,3	0,43	
Bløtgjørere (ftalater)						
Di-n-butylftalat	4,1	0,7	<	1,1	2,2	0,5
Butylbenzylftalat	<	<	<	<	0,19	0,1
Diethylhexylftalat (DEHP)	5,2	2,9	6,1	2,5	8,9	0,5
Di-(2-etylhexyl)adipat	<	<	<	<	0,23	0,1

Di-n-octylftalat	<	<	<	<	<	0,1
Dietylftalat	<	<	<	<	<	0,2
Di-iso-nonylftalat	<	<	<	<	<	0,1

Lineærealkylbenzensulfonater

LAS	<	<	<	<	430	20
-----	---	---	---	---	-----	----

Nonylfenol-forbindelser

Nonylfenol (NP)	<3*	<	<	<2*	<0,4*	0,1
Nonylfenolmonoetoxylater (NP1EO)	<1,5*	<	<	<	<	0,1
Nonylfenoldietoxylater (NP2EO)	<1,5*	<	<	<	<	0,1
Sum Nonylfenoler	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	

< mindre enn oppgitt deteksjonsgrense

i.p. Ikke påvist

* Deteksjonsgrensen forhøyet grunnet interferens

Tabell 13. Karakteristikk av dreinsvann fra utvalgte kombinasjoner av slam (100% slam), nedbør og dekke av overflaten med eller uten raigras. Prøvene tatt ut den **6. desember** og er gjennomsnitt av dreinsvann fra siste uke før uttak (tilført henholdsvis 52 og 26 l vann i denne uken. Prøvene analysert ved MILJØ-KJEMI Norsk Miljø Senter. Alle tall i µg/l

Parameter	RA-2	RA-2	RA-2	RA-2	BR	Det. grense
	lite nedbør raigras	mye nedbør raigras	lite nedbør	mye nedbør	lite nedbør raigras	
PAH (polyaromatiske hydrokarboner):						
Naftalen	<	<	0,066	<	0,47	0,01
Asenaftalen	<	<	<	<	0,025	0,01
Asenaften	<	<	0,049	<	0,12	0,01
Fluoren	<0,02*	<0,02*	0,036	<0,02*	0,22	0,01
Fenantren	<	<0,02*	0,025	<	0,61	0,01
Antrasen	<	<	0,027	<	0,29	0,01
Fluoranten	<	<	0,043	<	0,97	0,01
Pyren	<	<	0,030	<	0,75	0,01
Benzo(a)antrasen	<	<	0,015	<	0,36	0,01
Krysen/trifenylen	<	<0,02*	0,030	<	0,44	0,01
Benzo(b+j+k)fluoranten	<	<	0,014	<	0,29	0,01
Benzo(a)pyren	<	<	<	<	0,18	0,01
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	<	<	<	<	0,092	0,01
Dibenzo(a,h)antrasen	<	<	<	<	0,13	0,01
Benzo(g,h,i)perylene	<	<	<	<	0,041	0,01
PAH₁₆	i.p.	i.p.	0,34	i.p.	5,0	
Bløtgjørere (ftalater)						
Di-n-butylftalat	1,4	1,9	3,0	0,82	3,6	0,5
Butylbenzylftalat	<	<	0,56	0,13	0,90	0,1
Diethylhexylftalat (DEHP)	1,5	1,2		<	8,0	0,5

			5,3			
Di-(2-etylhexyl)adipat	0,19	<	0,18	<	0,23	0,1
Di-n-octylftalat	<	<	<	<	<	0,1
Dietylftalat	<	<	0,31	<	0,47	0,2
	4,1	1,7		0,94	5,4	
Di-iso-nonylftalat			3,2			0,1

Lineærealkylbenzensulfonater

LAS					<	20
-----	--	--	--	--	---	----

< mindre enn oppgitt deteksjonsgrense

i.p. Ikke påvist

* Deteksjonsgrensen forhøyet grunnet interferens

For noen elementer er det en konsekvent og betydelig forskjell mellom slamtypene (tabell 14). Innholdet av fosfor, jern, kobber, titan og krom var høyest i BR-slam ved begge uttak. Det høye innholdet av nitrogen (NH₄) i BR-slam avspeiles i drenevannet etter flere måneders vanning og plantevekst. Konsentrasjonene av TOC og BOF i sigevannet ble sterkt redusert i perioden mellom prøveuttakene, og da sterkest for BR. pH i drenevannet er høy og høyere enn det som ble målt i slammet.

*Tabell 14. Karakteristikk av drenevann fra utvalgte kombinasjoner av slam (100% slam), nedbør og dekke av overflaten med eller uten raigras. Prøvene tatt ut den **1. september** og er gjennomsnitt av drenevann fra siste uke før uttaket (tilført henholdsvis 52 og 26 l vann i denne uken). Dreneringen fra kassene var (i rekkefølgen i tabellen) 3,4l, 9,7l, 4l, 4,2l og 5,9l.*

Prøvene analysert ved Jordforsk Norsk Senter for jordfaglig miljøforskning. Alle tall i mg/l

Parameter	RA-2	RA-2	RA-2	RA-2	BR
	lite nedbør raigras	mye nedbør raigras	lite nedbør	mye nedbør	lite nedbør raigras
Fosfor	1,37	0,773	2,81	1,46	29,1
Kalium	192	179	166	129	120
Kalsium	108	151	80	90,4	63,2
Magnesium	40	34,8	29,8	26,6	26,5
Natrium	59,5	34,9	51,2	37,8	75,8
Svovel	37,9	26	44,5	27,6	76,1
Jern	2,35	3,49	2,9	3,51	39,7
Kobber	0,0249	0,0232	0,0339	0,0194	0,303
Mangan	0,126	0,291	0,133	0,0826	0,12
Sink	0,0563	0,026	0,141	0,0401	0,444
Molybden	0,0068	<0,005	<0,005	<0,005	0,0063
Aluminium	1,14	0,233	0,888	0,485	2,64
Bly	0,0025	0,0018	0,0019	0,0067	0,0234
Kadmium	0,0021	0,00029	0,00019	0,00008	0,00080
Vanadium	<0,002	<0,002	0,0027	<0,002	0,0191
Nikkel	0,146	0,107	0,185	0,112	0,562
Titan	0,0099	0,0025	0,0085	0,0035	0,345
Krom	<0,0025	<0,0025	0,003	<0,0025	0,0171
Kobolt	0,0159	0,0112	0,0257	0,0171	0,0698
Barium	0,0631	0,11	0,0383	0,0336	0,0535
Arsen	0,046	0,048	0,043	<0,025	0,036
Tot. org. karbon	518	439	731	459	1356
BOF	187	100	328	182	820

Tabell 15. Karakteristikk av drenevatn fra utvalgte kombinasjoner av slam (100% slam), nedbør og dekke av overflaten med eller utan raigras. Prøvene tatt ut den **6. desember** og er gjennomsnitt av drenevatn fra siste uke før uttaket (tilført henholdsvis 52 og 26 l vann i denne uken). Prøvene analysert ved Jordforsk Norsk Senter for jordfaglig miljøforskning. Alle tall i mg/l

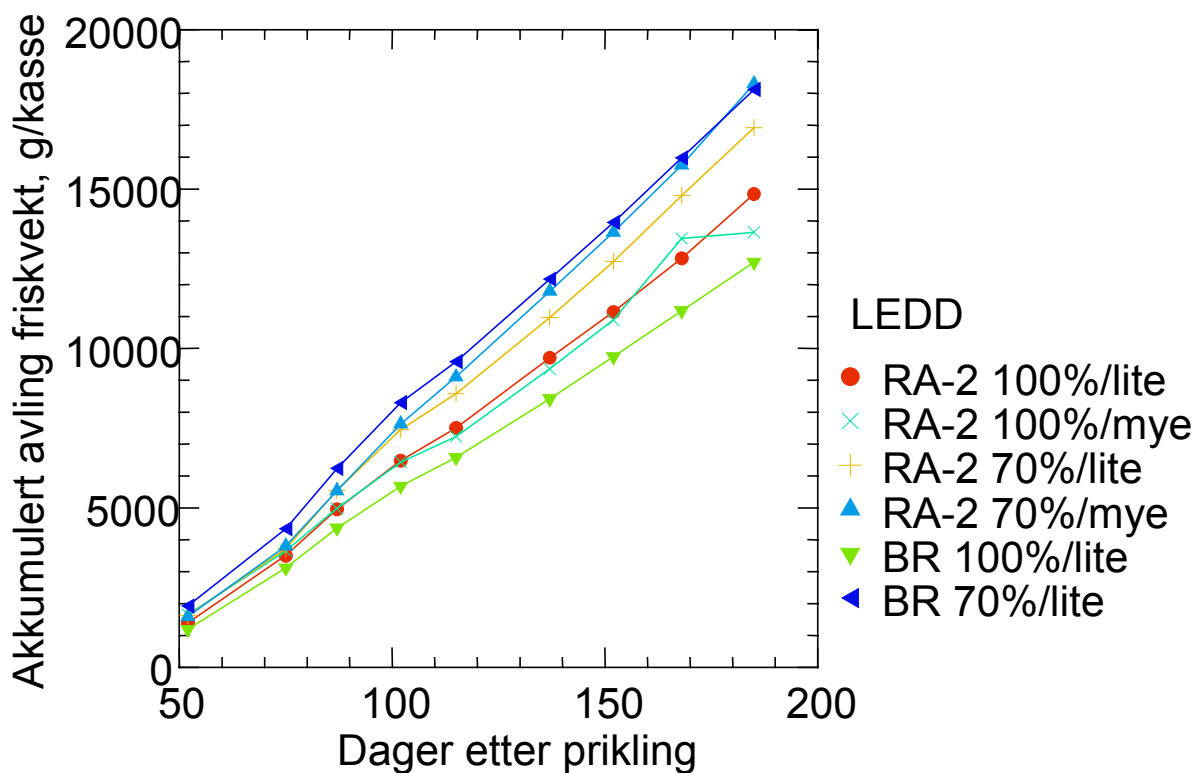
Parameter	RA-2	RA-2	RA-2	RA-2	BR
	lite nedb. raigras	mye nedb. raigras	lite nedb.	mye nedb.	lite nedb. raigras
PH	7,80	7,79	8,07	7,88	8,18
Total nitrogen	48,8	133	366	108	784
Fosfor	0,60	0,35	0,81	0,24	16,2
Kalium	114	109	123	68,0	84,7
Kalsium	414	248	93,9	201	64,3
Magnesium	49,4	33,1	26,9	28,3	26,5
Natrium	46,0	31,6	37,7	25,5	72,5
Svovel	133	63,8	44,3	26,4	252
Jern	0,33	1,73	1,66	0,81	17,4
Kobber	0,040	0,012	0,012	0,010	0,14
Mangan	0,28	0,52	0,16	0,13	0,098
Sink	0,059	0,030	0,12	0,064	0,14
Molybden	0,014	<0,005	<0,005	<0,005	0,0075
Aluminium	0,42	0,19	0,48	0,20	0,66
Bly	0,0013	0,00075	0,00069	0,00068	0,00079
Kadmium	0,00039	0,00006	0,00009	<0,00005	0,00022
Vanadium	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,013
Nikkel	0,057	0,65	0,14	0,048	0,39
Titan	0,0050	0,0020	0,0044	0,0012	0,24
Krom	<0,0025	<0,0025	<0,0025	0,003	0,012
Kobolt	0,0055	0,0066	0,021	0,0068	0,056
Barium	0,12	0,12	0,033	0,045	0,019
Arsen	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	0,025
Tot. org. karbon	300	279	624	192	81,5

6.1.2 Planteproduksjon

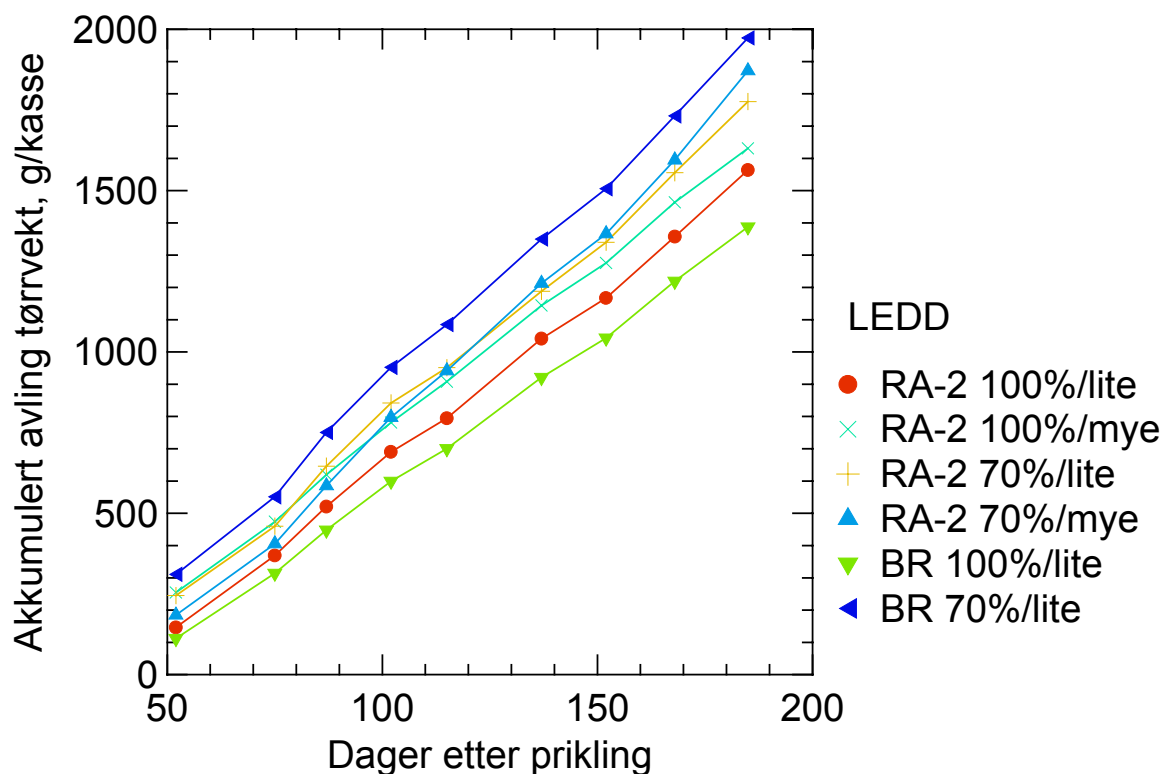
Tabell 16. Avling (g/kasse), friskevekt (f.v.) og tørrvekt (t.v.) av italiensk raigras i perioden 16. juli (første høsting 30. juli) til 11. desember, i alt 9 høstinger.

Ledd/medium	Akkumulert friskevekt	Akkumulert tørrvekt	Friskevekt per dag	Tørrvekt per dag
1, RA-2, 100% slam, lite nedbør	14841,7	1563,7	100,3	10,6
2, RA-2, 100% slam, mye nedbør	13644,7	1631,0	92,2	11,0
3, RA-2, 70% slam, lite nedbør	16925,7	1776,0	114,4	12,0
4, RA-2, 70% slam, mye nedbør	18302,0	1871,7	123,7	12,6
7, BR, 100% slam, lite nedbør	12701,3	1387,7	85,8	9,4
8, BR, 70% slam, lite nedbør	18116,0	1973,3	122,4	13,3

Dyrking i bare slam har for begge slamtypene gitt lavere tilvekst enn når avløpsslammet blandes med kompostert hageavfall (tabell 16) (sign. forskjell for friskevekt, $p < 0,05$ for RA-2 mye nedbør og BR lite nedbør, ikke sign. forskjell for RA-2 lite nedbør) For tørrvekt var det bare signifikant forskjellig for BR ($p < 0,001$). Nedbørmengde har ikke gitt signifikante avlingsutslag for RA-2.



Figur 6. Akkumulert tilvekst i tiden 16. juli til 11. desember for italiensk raigras (friskvekt) i gram per kasse med ulike typer avløpslam uten innblanding eller med innblanding av 30% kompostert hageavfall og med forskjellig nedbørsmengde.



Figur 7. Akkumulert tilvekst i tiden 16. juli til 11. desember for italiensk raigras (tørrvekt) i gram per kasse med ulike typer avløps slam uten innblanding eller med innblanding av 30% kompostert hageavfall og med forskjellig nedbørsmengde.

Det var gjennom hele vekstperioden på ca. fem måneder en jevn god tilvekst. De til dels store variasjoner i kjemisk innhold i graset, ga ikke visuelle symptomer på plantene. Med synkende naturlig lys ut over høsten, har det etablerte kunstlysnivået opprettholdt god vekst.

Dyrking i bare slam har for begge slamtypene gitt lavere tilvekst enn når avløpslammet blandes med kompostert hageavfall (sign. forskjell for friskvekt, $p < 0,05$ for RA-2 mye nedbør og BR lite nedbør, ikke sign forskjell for RA-2 lite nedbør). For BR var det signifikant ($p < 0,001$) forskjell mellom 100% og 70% slam både for frisk- og tørrvekt ved alle høstinger. For RA-2 var forskjellene mellom medietype og nedbør mindre og bare delvis signifikant forskjellig for de enkelte høstinger. Tørrvekten var bare signifikant forskjellig for BR ($p < 0,001$). Nedbørsmengde har ikke gitt signifikante avlingsutslag for RA-2.

Totalt kom produksjonen opp i en tørrvekt som tilsvarer ca. 1 400 – 1 900 kg per dekar. Tilveksten per dag er på samme nivå som det en har på friland om sommeren. Tørrstoffprosenten varierte mellom 10,2 og 12,0%, og var med unntak av ledd to, lavere med liten nedbør enn med stor nedbør. Produksjonen av frisk og tørr masse var gjennom det meste av perioden størst i mediene med 30% innblanding av kompostert hageavfall.

Innholdet av elementer i plantene (tabell 17) gjenspeiler bare delvis innholdet i slammet. Det lave innholdet av Ca i BR-slam gjenspeiles ikke i plantene og det er heller ingen klar sammenheng mellom P og S i slam og P og S i planter, mens det er bedre sammenheng for Cu og Zn. For nitrogen og kalium er det heller ikke klare sammenhenger. Sammenlignet med det som oppgis å være typiske verdier for flerårig raigras (Whitehead 2000) er det for mange av elementene et relativt høyt innhold og variasjonen er større i desember enn i september. Planter dyrket i BR viste størst variasjon og da særlig i siste uttak. Lavt innhold av K (uten at det er observert synlig K-mangel) og høyt innhold av Ca, Mg, Na, Cu og Zn er betegnende. Plantene dyrket i RA-2 hadde høyere innhold av Mn og Al enn de i BR.

Tabell 17. Karakteristikk av planteprøver (italiensk raigras) dyrket i utvalgte kombinasjoner av slam (100% slam), nedbør og dekke av overflaten. Prøvene tatt ut den 1. september. Prøvene analysert ved Jordforsk Norsk Senter for jordfaglig miljøforskning.

Parameter	RA-2		BR	Enhet
	lite nedbør	mye nedbør	lite nedbør	
Total nitrogen	3,83	3,19	3,87	g/100g TS
Fosfor	0,589	0,453	0,591	g/100g TS
Kalium	5,81	4,76	3,46	g/100g TS
Kalsium	0,573	0,56	0,724	g/100g TS
Magnesium	0,189	0,152	0,31	g/100g TS
Natrium	0,09	0,069	0,221	g/100g TS
Svovel	0,451	0,482	0,687	g/100g TS
Jern	121	84,2	118	g/100g TS
Kobber	15,9	11,5	16,6	mg/kg TS
Mangan	163	177	130	mg/kg TS
Sink	56,4	44,2	65,7	mg/kg TS
Molybden	2,48	2,66	3,89	mg/kg TS
Bor	7,9	8	14,3	mg/kg TS
Aluminium	21,3	14,5	11,5	mg/kg TS

Tabell 18. Karakteristikk av planteprøver (raigras) dyrket i utvalgte kombinasjoner av slam (100% slam), nedbør og dekke av overflaten. Prøvene tatt ut den 6. desember. Prøvene analysert ved Jordforsk Norsk Senter for jordfaglig miljøforskning.

Parameter	RA-2		BR	Enhet
	lite nedbør	mye nedbør	lite nedbør	
Total nitrogen	3,76	3,49	4,79	g/100g TS
Fosfor	0,462	0,504	0,399	g/100g TS
Kalium	4,25	4,11	1,47	g/100g TS
Kalsium	0,998	0,893	1,91	g/100g TS
Magnesium	0,277	0,294	0,684	g/100g TS
Natrium	0,157	0,299	0,719	g/100g TS
Svovel	0,672	0,747	0,446	g/100g TS
Jern	127	107	93,9	g/100g TS
Kobber	13,9	14,4	19,4	mg/kg TS
Mangan	172	215	111	mg/kg TS

Sink	64,4	59,1	97,5	mg/kg TS
Molybden	3,04	4,14	3,33	mg/kg TS
Bor	12,6	12,2	13,8	mg/kg TS
Aluminium	61,7	28	21,8	mg/kg TS

(Vigerust & Selmer-Olsen, 1985) har gjennomført dyrkingsforsøk hvor en lang rekke vekster (bygg, hvete, havre, timotei, raigras, kløver, formargkål, kålrot, nepe, potet, gulrot, rødbete, forbete, reddik, salat, spinat, bønner, hodekål og purre) bl.a. er dyrket i rent avløpsslam (40 cm slam). Anaerobt stabilisert slam fra Bekkelaget renseanlegg ble brukt i forsøkene som ble utført i perioden 1979-1981. Alle disse vekstene viste seg å kunne vokse i avløpsslammet som hadde et betydelig høyere innhold av bl.a. Cd og Pb enn slammet fra Bekkelaget som er brukt her.

En oppsummering av vekstforsøkene som ble utført av Vigerust & Selmer-Olsen (1985) viser at slamtilførsel øker konsentrasjonene av metaller i jordbruksvekster (korn, eng, raps) i rekkefølgen Zn>Ni>Cu>Mn>Fe>Pb>Cd.

Resultatene fra vekstforsøkene utført av Vigerust & Selmer-Olsen (1985) og litteraturgjennomgangen om opptak av metaller i planter etter slamtilførsel, viser at metallene Hg, Pb og Cr i liten grad tas opp i planter.

Innholdet av metaller i raigras (type ukjent) etter dyrking i avløpsslam er vist i tabell 19.

Tabell 19. Innhold av tungmetaller i raigras dyrket i rent avløpsslam (Vigerust & Selmer-Olsen 1985) og i ulike jordtyper tilsatt ulike mengder avløpsslam (Linjordet & Amundsen 2002-upubliserte data).

	Vigerust & Selmer-Olsen (1985)	Linjordet & Amundsen (2002)
Kadmium	0,25	0,09
Bly	5,5	0,21
Kvikksølv		
Nikkel	5,7	3,3*
Sink	95	29
Kobber	19	8,4
Krom	0.8	7,4*

* Annen type raigras med noe lavere opptak av metaller en italiensk raigras.

7. Forenklet risikovurdering av avrenning fra avløpsslam

Line Sverdrup og Carl Einar Amundsen, Jordforsk

7.1 Metodikk

7.1.1 Grenseverdier for miljøeffekter i vann (PNEC_v)

Mange land har utviklet egne grenseverdier for innhold av ulike forurensningskomponenter i vann – både i forhold til human eksponering og effekter på økosystemet. Slike grenseverdier er fastsatt med bruk av ulike datasett og metoder, og kan for et gitt stoff variere mye mellom ulike land. Norge har ikke egne økologisk baserte grenseverdier for ferskvann, og vi har derfor valgt å støtte oss på grenseverdier fastsatt av de tre landene Nederland, Canada og USA, samt enkelte grenseverdier fastsatt av EU. Grenseverdier for organiske stoffer er oppsummert i tabell 20, og for metaller i tabell 21. Som det fremgår av disse tabellene er det svært stort avvik mellom høyeste og laveste grenseverdi; for eksempel er det for antrasen og kadmium over en faktor 60 mellom de amerikanske og de kanadiske grenseverdiene.

I dette prosjektet har vi ikke hatt anledning til å gå inn i datamaterialet bak de etablerte grenseverdiene, og for å være konservative har vi derfor konsekvent valgt å bruke den laveste av de oppgitte verdiene for hvert enkelt stoff. Det er forfatterens oppfatning at den laveste grenseverdien for aluminium er urealistisk lav relatert til norske forhold, og miljørisiko knyttet til utslipp av aluminium blir derfor noe diskutert i gjennomgangen av resultatene. Stoffer hvor det ikke har vært tilgjengelig grenseverdier er ekskludert fra miljørisikoberegningene, noe som må trekkes fram som en svakhet.

7.1.2 Miljørisikoberegninger

Miljørisiko, uttrykt som forholdet mellom PEC og PNEC (PEC/PNEC), er beregnet for de ulike enkeltstoffene og vist i Tabellene 22-25. Data for organiske stoffer og metaller er for oversiktens skyld vist hver for seg. Tabellene leses som følger: Dersom PEC/PNEC for en enkelt komponent er større enn 1, overskrides grenseverdien for dette stoffet. Dersom man antar at de utvalgte stoffene virker additivt, vil summen av alle PEC/PNEC-verdiene (organiske stoffer + metaller) avspeile den totale miljørisikoen knyttet til drensvannet.

Tabellverdiene for enkeltstoffer gir et anslag over hvilke komponenter som i størst grad bidrar til giftighet i drensvannet (miljørisiko). Den samlede PEC/PNEC gir også et anslag over hvor mange ganger drensvannet må fortynnes med rent vann for å oppnå en miljørisiko som kan betraktes som akseptabel (for metaller må det tas hensyn til bakgrunnskonsentrasjoner i fortynningsvannet).

7.2 Resultater

7.2.1 Første prøvetaking

Ved første prøvetaking var innholdet av både organiske stoffer (tabell 22) og metaller (tabell 23) langt høyere enn det som kan karakteriseres som akseptabel miljørisiko. I dreinsvann fra alle kasser med slam fra RA-2 var antrasen, pyren og benzo(a)antracen de tre organiske stoffene som var forbundet med høyest miljørisiko i denne prøvetakingen, mens stoffene antrasen, DEHP og LAS dominerte i dreinsvannet fra Bekkelagsslammet. For metallene (tabell 23) er det aluminium, nikkel, og kobber som i flest tilfeller dominerer den beregnede miljørisiko. Som tidligere nevnt anser forfatterne den valgte grenseverdien for aluminium for å være unaturlig lav, og i tabellen er det derfor vist både en totalsum av PEC/PNEC for metaller og summert PEC/PNEC for metaller unntatt aluminium.

Summert PEC/PNEC for organiske komponenter i dreinsvann fra første prøvetaking har et gjennomsnitt på 36 og varierer fra 13 (Bekkelaget) til 71 (slam fra RA-2 tilsatt lite nedbør) (se tabell 22). For metallene er summert PEC/PNEC langt høyere, med et gjennomsnitt på 442 og enkeltverdier i området fra 150 (slam fra RA-2 tilsatt mye nedbør) til 1150 (Bekkelaget) (se tabell 23).

7.2.2 Andre prøvetaking

Ved andre prøvetaking er miljørisikoen forbundet med organiske stoffer i dreinsvannet fra kassene med slam kraftig redusert, og sum PEC/PNEC har nå et gjennomsnitt på 2.4 (tabell 24). I dreinsvann fra kassen med slam fra Bekkelaget er det imidlertid en markert økning i miljørisiko assosiert med disse stoffene, med en sum PEC/PNEC på 137 (tabell 24).

For metallene er det i denne prøvetakingen stoffene aluminium, nikkel og barium som dominerer miljørisiko. Summert miljørisiko for metallene er også i denne prøvetakingen høyest for dreinsvann fra slam fra Bekkelaget (tabell 25).

7.2.3 Endringer i miljørisiko fra første til annen prøvetakning

Organiske stoffer

Tabell 26 viser den summerte beregnede miljørisiko for organiske stoffer og metaller i første og annen prøvetakning. Som det fremgår av tabellen er miljørisiko i de fleste tilfellene lavere ved annen prøvetakning enn ved første, og denne reduksjonen er særlig fremtredende for dreinsvann fra kassene med slam. Dreinsvann fra kassen med Bekkelagsslam viser imidlertid en markert økning i miljørisiko assosiert med disse stoffene, med en sum PEC/PNEC på 137 (Tabell 24), altså mer enn en tidobling av miljørisiko sett i forhold til første prøvetaking.

Metaller

I de fleste behandlingene er miljørisiko knyttet til innholdet av metaller halvert fra første til annen prøvetakning (tabell 26). I dreinsvann fra en av kassene med slam ser vi imidlertid en økning i miljørisiko, og hele økningen kan tillegges en økning i nikkelinholdet.

7.3 Konklusjoner - miljørisiko

Miljørisikoberegningene viser at det er metallinnholdet i dreinsvann som utgjør hovedproblemet i forhold til utslipp til akvatisk miljø. De organiske stoffene bidrar imidlertid også vesentlig i noen av prøvene. Forskjellen i miljørisiko mellom sigevannsprøvene tatt i starten av lysimeterforsøket og de som er tatt etter 6 måneder, viser en reduksjon i noen tilfeller og en økning i andre. Det er derfor ikke noen garanti for at avrenning fra avløps slam som har ligget ute en stund er mindre miljøfarlig enn nylig utlagt materiale.

Miljøriskoberegningene indikerer at drensvannet fra avløpsslam må fortynnes flere hundre ganger før det når en resipient, dersom man skal komme ned på et nivå av forurensningskomponenter som innebærer en akseptabel risiko for miljøeffekter. Den store usikkerheten som ligger i den teoretiske vurderingen som er gjort gjør imidlertid at det ikke skal legges for stor vekt på de eksakte tallene i tabell 26. En høy beregnet miljørisiko kan i dette tilfelle tolkes som et signal om at det er nødvendig med ytterligere studier (giftighet- eller biotilgjengelighetsstudier) for å karakterisere risikoen knyttet til utslipp av drensvann fra avløpsslam.

Tabell 20. Utvalgte grenseverdier for organiske forurensningskomponenter relevant for dreinsvann fra avløpsslam. De grenseverdiene som er brukt i videre vurdering er uthevet.

Stoff	Anbefalte grenseverdier for ulike forurensningskomponenter relatert til effekter i akvatisk miljø (µg/L)			
	Nederlandske ¹	Canadiske ²	Amerikanske ³	Annet
PAH				
Naftalen	1,2	1,1	12 ⁴	-
Asenaftylene	-	-	-	-
Asenaften	-	5,8	23 ⁵	-
Fluoren	-	3,0	3,9 ⁴	-
Fenantren	0,3	0,4	6,3 ⁵	-
Antrasen	0,07	0,012	0,73 ⁴	-
Fluoranten	0,3	0,04	6,16 ⁵	-
Pyren	-	0,025	-	-
Benzo(a)antrasen	0,01	0,018	0,027 ⁴	-
Krysen/trifenylen	0,34	-	-	-
Benzo(b+j+k)fluoranten	-	-	-	-
Benzo(a)pyren	0,05	0,015	0,014⁴	-
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,04	-	-	-
Dibenzo(a,h)antrasen	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)perylene	0,03	-	-	-
Ftalater				
Di-n-butylftalat (DBP)	-	19	35 ⁴	10⁶
Butylbenzylftalat (BBP)	-	-	19 ⁴	14⁶
Dietylhexylftalat (DEHP)	-	16	3,0⁴	-
Di-(2-etylhexyl)adipat	-	-	-	-
Andre				
Lineære alkylbensensulfonater (LAS)	-	-	-	250⁷
Nonylfenol (NP)	-	-	-	0,33⁶

¹ Maximum Permissible Concentrations (MPC) in freshwater. Kilde: Kalf et al. (1997).

² Canadian Environmental Quality Guidelines – freshwater. Kilde: Canadian Council of Ministers of the Environment (1999).

³ Kilde: Suter & Tsao (1996)

⁴ National Ambient Water Quality Criteria (se Suter & Tsao (1996))

⁵ Tier II secondary chronic values (se Suter & Tsao (1996))

⁶ Risikovurderinger foretatt av ekspertgrupper innenfor EU. Rapporten er tilgjengelig fra European Chemicals Bureau, Ispra, Italia.

⁷ Kilde: van der Plassche et al. (1999).

Tabell 21. Utvalgte grenseverdier for metaller relevant for dreinsvann fra avløpsslam. De laveste rapporterte grenseverdiene er benyttet for vurdering. Tallene som er brukt i videre vurdering er uthevet i tabellen.

Stoff	Anbefalte grenseverdier relatert til effekter i akvatisk miljø (µg/L)		
	Nederlandske ¹	Canadiske ²	Amerikanske ³
Jern	-	300	1000 ⁴
Kobber	1,5	2-4	12 ⁴
Mangan	-	-	120 ⁵
Sink	9,4	30	110 ⁴
Molybden	290	73	370 ⁵
Aluminium	-	5-100	87 ⁴
Bly	11	1-7	3,2 ⁴
Kadmium	0,42	0,017	1,1 ⁴
Vanadium	4,3	-	20 ⁵
Nikkel	5,1	25-150	160 ⁴
Titan	-	-	-
Krom	8,7	1,0-8,9	11-210 ⁴
Kobolt	2,8	-	23 ⁵
Barium	220	-	4,0 ⁵
Arsen	25	5,0	3,1-190 ^{4,5}

¹ Nederlandske Maximum Permissible Concentrations (MPC). Referanse: Crommentuijn et al. (2000).

² Canadian Environmental Quality Guidelines. Referanse: Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999).

³ Referanse: Suter & Tsao (1996)

⁴ National Ambient Water Quality Criteria (se Suter & Tsao (1996))

⁵ Tier II secondary chronic values (se Suter & Tsao (1996))

Tabell 22. Oversikt over beregnede PEC/PNEC-verdier for de analyserte organiske forurensningene i dreinsvann fra avløpsslam. Eksponeringskonsentrasjonene (PEC-verdiene) som er benyttet i beregningene er oppnådd helt i starten av slamutsettingen (prøvetaking 27/8-1/9 2001- for verdier se tabell 12) og PNEC er de beregnede grenseverdiene for effekter på akvatiske organismer (uthevede verdier i Tabell 20). De tre komponentene med høyest PEC/PNEC-ratio innen hver behandling, er uthevet i tabellen.

Stoff	PEC/PNEC estimater – første avrenning				
	RA-2, LN, raigras ¹	RA-2, MN, raigras ²	RA-2, LN ³	RA-2, MN ⁴	BR, LN, raigras ⁵
PAH					
Naftalen	0,041	0,46	0,16	0,028	0,16
Asenaften	0,009	0,11	0,019	0,024	0,003
Fluoren	0,11	0,027	0,37	0,087	0,009
Fenantren	0,43	0,32	0,83	0,33	0,21
Antrasen	14	9,2	12	9,2	4,2
Fluoranten	5,5	1,6	1	2,5	0,75
Pyren	7,6	3,5	16	5,2	1,4
Benzo(a)antrasen	9,2	3,2	18	5,5	1,3
Krysen/trifenylen	0,26	0,12	0,56	0,19	0,041
Benzo(a)pyren	3,8	0,79	6,9	3,1	-
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,83	0,28	1,1	0,55	-
Benzo(g,h,i)perylene	1,1	0,53	2,0	0,83	-
Bløtgjørere (ftalater)					
Di-n-butylftalat	0,41	0,070	-	0,11	0,22
Butylbenzylftalat	-	-	-	-	0,014
Dietylhexylftalat (DEHP)	1,7	0,97	2,0	0,83	3,0
Lineærealkylbenzensulfonater					
LAS	-	-	-	-	1,7
Nonylfenol-forbindelser					
Nonylfenol (NP)	-	-	-	-	-
Sum PEC/PNEC analyserte komponenter	45	21	71	28	13
Maksimum PEC/PNEC enkeltstoff	14	9,2	18	9,2	4,2

¹ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

² Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Med dekke av raigras.

³ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Uten dekke av raigras.

⁴ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Uten dekke av raigras.

⁵ Dreinsvann fra kasse med hageavfall fra Bekkelaget Renseanlegg. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

Tabell 23. Oversikt over beregnede PEC/PNEC-verdier for de analyserte metallene i dreinsvann fra avløpsslam. Eksponeringskonsentrasjonene (PEC-verdiene) som er benyttet i beregningene er oppnådd helt i starten av slamutsettingen (prøvetaking 27/8-1/9 2001- for verdier se Tabell 14) og PNEC er de beregnede grenseverdiene for effekter på akvatiske organismer (uthevede verdier i Tabell 21).

Stoff	PEC/PNEC estimater – første avrenning				
	<i>RA-2, LN, raigras</i> ¹	<i>RA-2, MN, raigras</i> ²	<i>RA-2, LN</i> ³	<i>RA-2, MN</i> ⁴	<i>BR, LN, raigras</i> ⁵
Jern	7.8	12	9.7	12	130
Kobber	17	15	23	13	200
Mangan	1.1	2.4	1.1	0.69	1.0
Sink	6,0	2.8	15	4.3	47
Molybden	0.093	-	-	-	0.086
Aluminium	230	47	180	97	530
Bly	2.5	1.8	1.9	6.7	23
Kadmium	120	17	11	4.7	47
Vanadium	-	-	0.63	-	4.4
Nikkel	29	21	36	22	110
Titan	-	-	-	-	-
Krom	-	-	3.0	-	17
Kobolt	5.7	4.0	9.2	6.1	25
Barium	16	28	9.6	8.4	13
Arsen	1.8	1.9	1.7	-	1.4
Sum PEC/PNEC	440	150	300	170	1150
Sum uten aluminium	210	110	120	77	620
Maksimal PEC/PNEC	230	47	180	97	530

¹ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

² Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Med dekke av raigras.

³ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Uten dekke av raigras.

⁴ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Uten dekke av raigras.

⁵ Dreinsvann fra kasse med hageavfall fra Bekkelaget Renseanlegg. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

Tabell 24. Oversikt over beregnede PEC/PNEC-verdier for de analyserte organiske forurensningene i dreinsvann fra avløpsslamm. Eksponeringskonsentrasjonene (PEC-verdier) som er benyttet i beregningene er oppnådd 3 måneder etter slamutsetting (prøvetaking 30/11-6/12 2001- for verdier se Tabell 13) og PNEC er de beregnede grenseverdiene for effekter på akvatiske organismer (uthevede verdier i Tabell 20).

Stoff	PEC/PNEC estimater – siste avrenning				
	RA-2, LN, raigras ¹	RA-2, MN, raigras ²	RA-2, LN ³	RA-2, MN ⁴	BR, LN, raigras ⁵
PAH					
Naftalen	-	-	0,060	-	0,43
Asenaften	-	-	0,008	-	0,021
Fluoren	-	-	0,012	-	0,073
Fenantren	-	-	0,083	-	2,0
Antrasen	-	-	2,3	-	24
Fluoranten	-	-	1,1	-	24
Pyren	-	-	1,2	-	30
Benzo(a)antrasen	-	-	1,5	-	36
Krysen/trifenylen	-	-	0,088	-	1,3
Benzo(a)pyren	-	-	-	-	13
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	-	-	-	-	2,3
Benzo(g,h,i)perylen	-	-	-	-	1,37
Bløtgjørere (ftalater)					
Di-n-butylftalat	0,14	0,19	0,30	0,082	0,36
Butylbenzylftalat	-	-	0,040	0,009	0,064
Dietylhexylftalat (DEHP)	0,50	0,40	1,8	-	2,7
Lineærealkylbenzensulfonater					
LAS	-	-	-	-	-
Nonylfenol-forbindelser					
Nonylfenol (NP)	-	-	-	-	-
Sum PEC/PNEC analyserte komponenter	0,64	0,59	8,4	0,091	137
Maksimum PEC/PNEC enkeltstoff	0,50	0,40	2,3	0,082	36

¹ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

² Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Med dekke av raigras.

³ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Uten dekke av raigras.

⁴ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Uten dekke av raigras.

⁵ Dreinsvann fra kasse med hageavfall fra Bekkelaget Renseanlegg. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

Tabell 25. Oversikt over beregnede PEC/PNEC-verdier for de analyserte metallene i dreinsvann fra avløpsslam. Eksponeringskonsentrasjonene (PEC-verdier) som er benyttet i beregningene er oppnådd 3 måneder etter slamutsetting (prøvetaking 30/11-6/12 2001- for verdier se Tabell 15) og PNEC er de beregnede grenseverdiene for effekter på akvatiske organismer (uthevede verdier i Tabell 21).

Stoff	PEC/PNEC estimater – siste avrenning				
	<i>RA-2, LN, raigras</i> ¹	<i>RA-2, MN, raigras</i> ²	<i>RA-2, LN</i> ³	<i>RA-2, MN</i> ⁴	<i>BR, LN, raigras</i> ⁵
Jern	1.1	5.8	5.5	2.7	58
Kobber	27	8.0	8.0	6.7	93
Mangan	2.3	4.3	1.3	1.1	0.82
Sink	6.3	3.2	13	6.8	15
Molybden	0.19	-	-	-	0.10
Aluminium	84	38	96	40	130
Bly	1.3	0.75	0.69	0.68	0.79
Kadmium	23	3.5	5.3	-	13
Vanadium	-	-	-	-	3.0
Nikkel	11	130	27	9.4	76
Titan	-	-	-	-	-
Krom	-	-	-	3.0	12
Kobolt	2,0	2.4	7.5	2.4	20
Barium	30	30	8.3	11	4.8
Arsen	-	-	-	-	1.0
Sum PEC/PNEC	190	220	170	84	430
Maksimal PEC/PNEC	84	130	96	40	130
Sum uten aluminium	104	190	77	44	300

¹ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

² Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Med dekke av raigras.

³ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Uten dekke av raigras.

⁴ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Uten dekke av raigras.

⁵ Dreinsvann fra kasse med hageavfall fra Bekkelaget Renseanlegg. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

Tabell 26. Oversikt over endringer i miljørisiko (uttrykt som PEC/PNEC) forbundet med kjemikalier i dreinsvann fra avløpsslam for de to prøvetakingstidspunktene.

Prøvetaking	Summerte PEC/PNEC estimater				
	<i>RA-2, LN, raigras</i> ¹	<i>RA-2, MN, raigras</i> ²	<i>RA-2, LN</i> ³	<i>RA-2, MN</i> ⁴	<i>BR, LN, raigras</i> ⁵
Organiske stoffer – 1. prøvetaking	45	21	71	28	13
Organiske stoffer – 2. prøvetaking	0,64	0,59	8,4	0,091	137
Metaller – 1. prøvetaking	440	150	300	170	1150
Metaller – 2. prøvetaking	190	220 ⁶	170	84	430
Org. stoffer + metaller – 1. prøve	485	171	371	198	1163
Org. stoffer + metaller – 2. prøve	191	221 ⁶	178	84	567

¹ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

² Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Med dekke av raigras.

³ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt lite nedbør. Uten dekke av raigras.

⁴ Dreinsvann fra kasse med slam fra RA-2. Tilsatt mye nedbør. Uten dekke av raigras.

⁵ Dreinsvann fra kasse med hageavfall fra Bekkelaget Renseanlegg. Tilsatt lite nedbør. Med dekke av raigras.

⁶ Økningen skyldes hovedsakelig svært høye nikkelkonsentrasjoner

Forenklete miljørisikoberegninger av avløpsslam viser at det kan forventes effekter på jordlevende organismer både i slam fra RA-2 og Bekkelaget renseanlegg. Både organiske forurensninger og metaller i avløpsslammet utgjør et potensielt problem for jordlevende organismer. Effekt-studiene som ble utført viser imidlertid at meitemark vokser og reproducerer i begge slamtypene. Ytterligere tester med andre organismer (invertebrater og mikroorganismer) er nødvendig for å beskrive miljørisikoen nærmere.

Miljørisikoberegningene av sigevann fra avløpsslammet indikerer at både innhold av metaller og organiske forurensninger utgjør et potensielt problem for akvatisk miljø. Miljørisikoen avtar med tiden, men risikoen for effekter i akvatisk miljø som følge av sigevann fra avløpsslammet er fortsatt høy etter ca. 0.6 års nedbør (400 og 800 mm). Økotoksikologisk testing av sigevann fra avløpsslammet må gjennomføres på ulike vannorganismer for å beskrive miljørisikoen nærmere.

Dyrking av italiensk raigras i 100% avløpsslam har gitt god tilvekst, men innblanding med kompostert hageavfall er positivt for veksten. Særlig gjelder det slammasser som er tette og der det er stor nedbør. Innholdet av planteneringsstoffer i slammene gjenspeiles bare delvis i plantene.

8 Tilvekst hos grøntanleggsplanter dyrket i vekstmedium basert på avløpsslam

Grete Waaseth og Arne Sæbø, Planteforsk Særheim forskingssenter, 4353 KLEPP ST

Grøntanleggssektoren kan bli en stor forbruker av produkter basert på slam og kompost. I mange grøntanlegg blir det brukt et stort spekter av planter, og kostnadene knyttet til den enkelte planten som blir brukt er betydelig. Derfor er det høye kvalitetskrav til vekstmediene som blir brukt. Før det er aktuelt å bruke avløpsslam i grøntarealer, er det nødvendig å dokumentere virkningen på tilvekst og kvalitet hos grøntanleggsplantene.

8.1 Materialer og metoder

Valg av planter til forsøket ble gjort ut fra behovet for å prøve vekstmediene på forskjellige grupper av planter som er mye brukt i grøntanlegg. Det er valgte en løvfellende busk, et løvfellende tre, et bartre og en staude. Svartsurbær (*Aronia melanocarpa*) av hekk-kvalitet, lavlandsbjørk (*Betula pendula*) i 60 milliliter pottet (M60 plugg) og vanlig gran (*Picea abies*) (M60-plugg) ble pottet i 3,5 L containere. Stauden geranium (*Geranium cantabrigense* 'Biokovo') ble pottet i 1,5 L containere.

Av hver plante ble det satt inn 14 parallelle planter per behandling. Plantestatus før starten av forsøket er vist i tabell 27.

Tabell 27. Gjennomsnittlig diameter like over rothals og høyde (cm) for de treaktige plantene før innpotting.

Plantart	Diameter	Høyde
Gran	0,40	21,9
Svartsurbær	1,70	45,5
Bjørk	0,34	19,3

Geranium hadde i gjennomsnitt en friskvekt (blader og stengel) på 4,2 gram per plante og tørrvekten var 0,7 gram per plante. Ved starten av forsøket ble svartsurbær klippet ned til 2 greiner og en høyde av 15 cm over potttekanten. Stauden ble stusset, slik at kun de yngste bladene var tilbake.

Slam ble levert fra Sentralrenseanlegget RA-2 (RA-2) og Bekkelaget renseanlegg (BR) i mai 2001. Kompostert hageavfall ble levert av RA-2 samtidig. RA-2-slammet var fuktig og ble derfor lufttørket i 7 døgn før igangsetting av forsøket.

Følgende vekstmedier ble brukt:

1. 100% slam fra RA-2
2. 100% slam fra BR
3. 70% slam fra RA-2 og 30% kompost
4. 70% slam fra BR og 30% kompost
5. 70% åkerjord og 30% kompost

Plantene ble dyrket i veksthus ved en gjennomsnittstemperatur på 19,7 °C i 10 uker. Plantene ble ved behov vannet med rent vann.

Registreringer

Rothalsdiameter og høyde fra potttekanten ble målt for alle lignosene. Kvaliteten på plantene ble vurdert seks uker etter start av forsøket, på en skala fra 1 til 5, hvor 3,5 var tilfredsstillende

kvalitet. Sluttregistreringene ble foretatt 10 uker etter starten av forsøket. Målingene av plantekvalitet og tilvekst ble statistisk behandlet (variensanalyse), med data for hver plante som paralleller i analysen. Det ble analysert for innhold av plantenæringsstoffer i vekstmediet fra alle behandlingene, ved start av forsøket og ved avslutning. Innholdet av plantenæring i bladene av svartsurbær, bjørk og geranium ble analysert ved avslutningen av forsøket. Det var ikke nok plantemateriale til analyse av næringsstoffer i gran.

8.2 Resultater og diskusjon

I pottene med slam fra Bekkelaget ble det observert midd i pottene. Det er lite sannsynlig at dette har påvirket planteveksten.

Tabell 28. Innholdet av næringsstoffer i godt utviklet, men ikke gamle blader, beregnet som gjennomsnitt av verdiene funnet for bjørk, svartsurbær og geranium (Jordforsk lab). Plantene var dyrket i 100% RA-2 slam og 100% BR-slam.

Parameter	Enhet	RA-2-slam	BR-slam	Åkerjord + kompost
Totalt N	g/100g ts	2,75	3,18	1,68
Fosfor	g/100g ts	0,27	0,21	0,17
Kalium	g/100g ts	1,38	1,00	1,26
Kalsium	g/100g ts	1,67	1,59	0,91
Magnesium	g/100g ts	0,26	0,41	0,36
Natrium	g/100g ts	0,006	0,010	0,006
Svovel	g/100g ts	0,17	0,20	0,11
Jern	mg/kg ts	69,7	144,5	67,1
Kobber	mg/kg ts	14,2	9,6	4,4
Mangan	mg/kg ts	53,0	140,0	178,3
Sink	mg/kg ts	85,4	39,4	67,3
Molybden	mg/kg ts	1,87	<1,50	<1,50
Bor	mg/kg ts	32,1	43,7	41,8
Aluminium	mg/kg ts	34,5	33,9	24,2

Planteanalysene viser middels verdier for innholdet av næringsstoffer i alle planteslag, bortsett fra i ledd med åkerjord og kompost, der verdiene er lave i forhold til anbefalte verdier (tabell 2??).

Tabell 29. Innholdet av plantenæringsstoffer i de ulike vekstmediene før (F) og etter (E) forsøket i mg per 100 gram tørr jord for P, K, Mg og Ca og mg per kg tørr jord for Kjeldahl N. (Jordforsk lab).

Vekstmedium		pH	Fosfor	Kalium	Magnesium	Kalsium	Kjeldahl-N
100% RA-2- slam	F	7,9	71,5	41	65,7	11700	13200
	E	8,2	41,9	61	38,5	11100	12200
100% BR-slam	F	6,9	66,5	48,1	53,8	795	22200
	E	6,3	40,8	29,4	49,2	793	18600
70% RA-2-slam + 70% kompost	F	7,7	69,6	106	90,0	5120	11400
	E	8,0	68,0	67,2	86,8	5380	11300
70% BR-slam + 30% kompost	F	6,3	58,1	71,8	80,1	719	18400
	E	6,1	39,2	41,9	53,2	612	12900
70% åkerjord + 30% kompost	F	6,0	12,2	62,7	30,4	153	2440
	E	5,9	8,0	41,4	25,5	135	2400

Tabell 30. pH og ledetall ($mScm^{-1}$) i vekstmediene ved innpotting (start) og etter å ha brukt vekstmediene i 10 uker (slutt). Målingene er gjennomført med pH-meter og ledetallsmeter ved Planteforsk Særheim.

Vekstmedium	PH start	pH slutt	Ledetall start	Ledetall slutt
100% RA-2-slam	7,0	7,5	1,6	0,6
100% BR-slam	6,8	6,0	4,4	0,6
70% RA-2 slam + 30% kompost	7,4	7,8	1,4	0,4
70% BR-slam + 30% kompost	6,5	5,7	5,4	0,9
70% åkerjord + 30% kompost	5,7	5,7	0,4	0,2

Nivåene for pH har sannsynligvis ikke vært avgjørende for hvordan plantene vokste i mediene. For slammet fra Bekkelaget var pH omtrent på nivå med det en regner som optimalt i forhold til best tilgjengelighet av næringsstoffer i jord. Ved starten av forsøket var det høye ledetall i slammet fra Bekkelaget og i blandingen med slam fra Bekkelaget og kompost. Dette er ledetall som til dels var betydelig høyere enn det en tilrår for planteproduksjon. Ledetallet i slammet fra RA-2 passer imidlertid godt med det en bruker i planteproduksjonen. Den store forskjellen i ledetall fra start til slutt av forsøkene skyldes to prosesser. For det første tar plantene opp næringssalter, og dermed reduseres ledetallet. For det andre vil det skje en fortykning av næringssaltene ved vanning og drenering av pottene. Den siste prosessen har betydd mest for endringen i næringsinnhold i slammet fra Bekkelaget. Plantekvaliteten ble vurdert på en subjektiv skala (tabell 31)

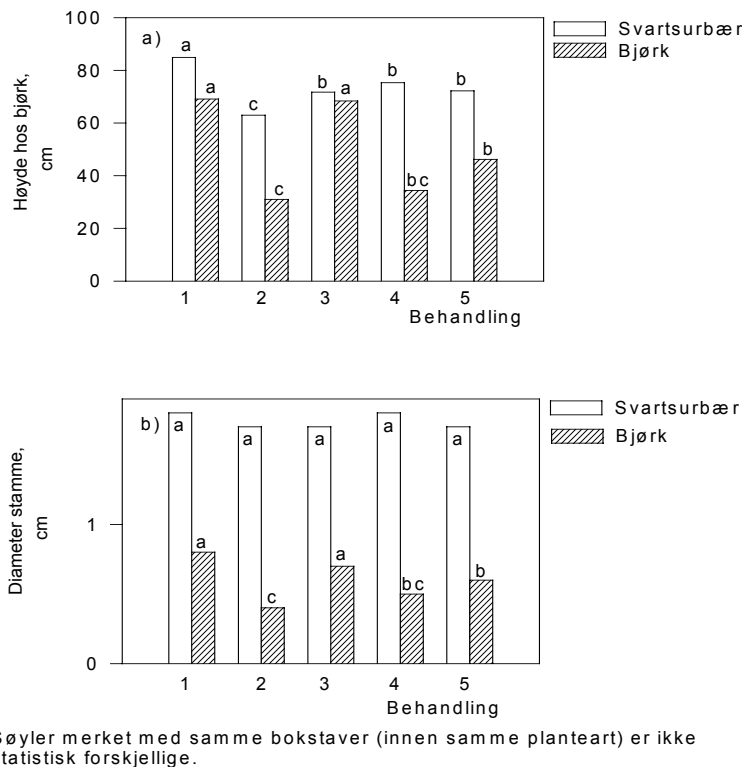
Tabell 31. Gjennomsnittlig plantekvalitet etter 10 uker. Vurdert på en skala fra 1-5, hvor 1 = død plante, 3 = middels kvalitet og 5 = meget god kvalitet.

Vekstmedium	Gran	Svartsurbær	Bjørk	Geranium
100% RA-2-slam	3,4 a	4,1 a	3,3 b	3,9 a
100% BR-slam	1,1 c	1,9 c	1,3 d	2,6 c
70% RA-2 slam + 30% kompost	2,6 b	4,0 a	3,4 b	4,2 a
70% BR-slam + 30% kompost	2,1 b	2,8 b	1,9 c	3,2 b
70% åkerjord + 30% kompost	3,4 a	4,0 a	3,9 a	2,9 b c

Verdier merket med samme bokstaver er ikke statistisk forskjellige (innen hver plantetype).

Det var først ved karakter 3,5 og oppover at plantekvaliteten ble ansett for å være god nok. De to slamtypene ga store forskjeller i plantekvalitet. Det var ikke mulig å dyrke disse plantetype i 100% slam fra Bekkelaget. Det er derimot mulig for slam fra RA-2. Det har sammenheng med at innholdet av næringsstoffer var betydelig høyere i slammet fra Bekkelaget. Det kan også være forskjeller i hvor godt tilgjengelig næringsstoffene var i de to slamtypene. Dette sier imidlertid ikke noe om den ene typen slam er bedre enn den andre. Ved en større innblanding av andre materialer, med lite næringsinnhold, kunne slammet fra Bekkelaget ha gitt et annet resultat.

Det var store forskjeller mellom planteslaga i forhold til hva de tålte av næringssalter i vekstmediet. Gran og bjørk har særlig reagert negativt der næringsforsyningen har vært stor, mens geranium derimot var relativt tolerant.



Figur 8. Høyde (a) og diameter (b) hos svartsurbær og bjørk dyrket i slam. Behandlingene er 100% RA-2-slamm (1), 100% BR-slamm (2), 70% RA-2-slamm + 30% kompost (3), 70% BR-slamm + 30% kompost (4) og 70% åkerjord + 30% kompost (5).

Svartsurbær økte ikke sin stammediameter, men høydetilveksten var betydelig (figur 8). Også de andre plantene vokste godt fra de ble plantet inn, men det var store forskjeller mellom behandlingene. I gjennomsnitt økte bjørk høyden med 158 % og svartsurbær med 63% i løpet av forsøksperioden. Forskjellen mellom tilveksten i de ulike vekstmediene utgjorde 74% i svartsurbær og 122% i bjørk. Best tilvekst ble funnet i rent slam fra RA-2 i svartsurbær og i det samme mediet eller i en blanding av RA-2 slam og kompost for bjørk. Bjørk økte stammediameteren mest i de samme to blandingene som ga størst høydevekst. Diameteren til bjørk økte betydelig mer (i gjennomsnitt 60% mer) i blandinger med slam eller slam + kompost fra RA-2 enn det en fant i tilsvarende blandinger hvor slam fra Bekkelaget ble brukt.

Tabell 32. Gjennomsnittlig tørrvekt per plante (g) etter 10 uker i ulike vekstmedier. Tall i parentes er relative verdier.

Vekstmedium / Planteart	Svartsurbær	Bjørk	Geranium
100% RA-2-slamm	42,7 a (104)	10,3 a (210)	8,7 abc (123)
100% BR-slamm	23,5 c (57)	1,8 c (37)	10,0 a (141)
70% RA-2-slamm + 30% kompost	35,1 ab (86)	9,0 a (184)	6,5 c (92)
70% BR-slamm + 30% kompost	34,7 b (85)	3,2 bc (65)	9,1 ab (128)
70% åkerjord + 30% kompost	41,0 ab (100)	4,9 b (100)	7,1 bc (100)

Verdier merket med samme bokstaver er ikke statistisk forskjellige.

Behandlingene ga de samme utslagene for tørrvekter (tabell 6) som for høydeveksten (figur 1). Geranium har i motsetning til treslagene økt veksten i 100% slam fra Bekkelaget, sammenliknet med de andre vekstmediene. Men forskjellene var ikke statistisk sikre. Stauden er sannsynligvis mer tolerant enn treslagene overfor store mengder næring i vekstmediet.

Tabell 33. Antall døde planter etter ti ukers dyrking i ulike vekstmedier (av i alt 14 planter per art og ledd).

<i>Behandling</i>	Gran	Svartsurbær	Bjørk	Geranium
100% RA-2-slam	0	0	0	0
100% BR-slam	14	7	12	0
70% RA-2-slam + 30% kompost	3	0	0	0
70% BR-slam + 30% kompost	7	0	0	0
70% åkerjord + 30% kompost	2	0	2	0

Gran er tydeligvis mest sensitiv overfor høye konsentrasjoner av salter i vekstmediet. Det har gitt stor planteutgang i forsøket. Også bjørk (86% døde planter) og svartsurbær (50%) viste stor planteavgang i mediet med 100% BR-slam.

8.2 Konklusjon

De fleste planteartene kan sannsynligvis dyrkes i rent slam fra RA-2. Slammet fra Bekkelaget inneholder derimot langt mer lettløselige næringssalter, og bør derfor blandes med andre bestanddeler, med lavt saltinnhold, dersom slammet skal brukes i vekstmedier. En innblanding som gir vekstmedier med maksimalt innhold av slam fra Bekkelaget på inntil 50% vil sannsynligvis kunne fungere greit. Imidlertid bør dette undersøkes nærmere ved å lage ulike blandinger av slam fra for eksempel torv o.a. I tillegg kunne det være av betydning å undersøke hvordan slammet fra RA-2 oppfører seg ved innblanding til vekstmedier med lavere pH.

9 Litteratur

- Amundsen, C. E. og Grønlund, A., 1998. Tungmetaller i jordbrukssystemet. Sektorbalanser og avrenning. Jordforsk-rapport nr. 75/98. Jordforsk, Fredrik A Dahlvei 20, N-1430 Ås.
- Amundsen, C. E., Paulsrud, B., Nedland, K. T., Høgåsen, H., Gjerde, B. og Mohn, H., 2001. Miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall. Status og veien videre. Jordforsk rapport 97/01. Jordforsk, Fredrik A. Dahlsvei 20, N-1430 Ås.
- Amundsen, C.E. 1996. Utlekkging av forurensninger fra slam fra Fritzø Fiber AS: søyleforsøk. fra treforedlingslam/-kompost. Jordforsk rapport nr. 44/96. Jordforsk, Fredrik A Dahlsvei 20, N-1430 Ås.
- Andersen et al (1986) Environ. Health Persp. 65, 149.
- Ansari, T.P., T.G. Kazi & G.H. Kazi 1999. Bioavailability to vegetables of trace and toxic elements from agricultural soil and sludge amended soil. Hamard-Medicus 42(1):63-67.
- Bartsch et al (1990) Arch. Toxicol. 64, 177.
- Breslin, V. T., 1999. Retention of Metals in Agricultural Soils After Amending With Msw and. *Water Air and Soil Pollution*. 109(1-4): 163-178.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Tilgjengelig fra Environment Canada (123 Main Street, Suite 360 Winnipeg, MB R3C 1A3, Canada) eller på internettsiden: http://www.ccme.ca/ceqg_rcqe/english/E1_06.pdf
- Christensen, T.H. & C.W. Nielsen 1983. Leaching from land disposed municipal composts: 1. Organic Matter. Waste Management & Research 1. 83-94.
- Christensen, T.H. 1983. Leaching from land disposed municipal composts: 2. Nitrogen. Waste Management & Research 1. 115-125.
- Crommentuijn T, Sijm D, deBruijn J, van den Hoop M, van Leeuwen K, van de Plassche E. 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. *Journal of Environmental Management* 60:121-143.
- Davis, R. D., Carlton-Smith, C. H., Stark, J. H. og Campbell, J. A., 1988. Distribution of Metals in Grassland Soils Following Surface Applications of Sewage Sludge. *Environmental Pollution*. 49: 99-115.
- Diaz, E., A. Roldan, V. Castillo & J. Albladejo 1997. Plant colonization and biomass production in a xeric Torriorthent amended with urban solid refuse. *Land Degradation and Development* 8(3):245-255.
- Dridi, B., & F. Zerrouk 1999. Application of sewage sludges and properties of a soil in Algeria. *Cahiers-Agricultures* 9(1):69-71.
- Efroymsen, R.A., Will, M.E. og Suter II, G.W. 1997. Toxicological benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic processes: 1997 revision. Report ES/ER/TM-126/R2. Oak Ridge National Laboratory, US.
- European Commission. 1996. Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances. Part II - Environmental Risk Assessment. Technical Report. European Commission, Luxembourg.
- Fang, T., Y.Y. Zhang, T. Jin, T. Fang, Y.Y. Zhang & T. Jin 2000. Influence of urban domestic garbage compost on protein content in rape and soyabean seeds. *Chinese J Oil Crop Sci* No 4: 45-46.
- Filcheva, E., M.V. Chesire, C.D. Champbell, D.B. McPhail, R. Fuge, M. Billett & O. Selinus. Effect of heavy metal contamination on the rate of decomposition of sewage sludge and microbial activity. *Appl. Geochemistry* 11(1-2):331-333.
- Fortun, A. & C. Fortun 1996. Effects of two composted urban wastes on the aggregation and ion exchange processes in soils. *Agrochimica* 40(4):153-165.
- Fytianos, K., Charantoni, E. og Voudrias, E., 1998. Leaching of heavy metals from municipal sewage sludge 24(4):467-475; ISSN: 0160-4120.
- Gigliotti, G., D. Businelli & P.L. Giusquiani 1996. Trace metals uptake and distribution in corn grown on a 6-year urban waste compost amended soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 58(2-3):199-206.
- Hallberg, P. A. og Vigerust, E., 1981. Slamdisponering 3: tungmetaller i kloakkslam. Utvalg for fast avfall,

NTNT. Prosjektnummer 2.2.15. 80.

Haraldsen, T.K., Nordal, O. og Pedersen, P.A. 2001. Behov for vekstjord på Fornebu og aktuelle jordblandinger. Jordforsk-rapport 1/01. Jordforsk, Fredrik A Dahlsvei 20, N-1430 Ås.

Jensen, J. 1999. Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment. *The Science of the Total Environment* 226: 93-111.

Johansson, M. 1999. Urban organic wastes in agriculture - risk or resource? *Acta Universitatis Agric Suecia Agraria* No. 178, 35 pp.

Kagi and Vallee (1960) *J. Biol. Chem.* 235, 3460.

Kalf DF, Crommentuijn T, van de Plassche EJ. 1997. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36:89-97.

Kjellesvik, T.I, H. Frodahl & B. Frøystad 1999b. Slam i planteskoledrift, IVAR rapport (A 9/95).

Kjellesvik, T.I., H. Frodahl & B. Frøystad 1999a. Slam som startgjødsling i skogbruk. IVAR rapport (A 9/95).

Klein et al (1990) *Anal. Biochem.* 198, 35.

Landbruksdepartementet 1998. Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v. , pp79.

Legret, M., 1993. Speciation of Heavy Metals in Sewage Sludge and Sludge-Amended Soil. *J. Environ. Anal. Chem.* 51: 161-165.

Margoshes and Vallee (1957) *J. Am. Chem. Soc.* 79, 4813.

McBride, M. B., Richards, B. K., Steenhuis, T., Russo, J. J. ogSauve, S., 1997. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application162(7):487-500; ISSN: 0038-075X.

McGrath, S. P., Coughtrey, P. J., Martin, M. H. og Unsworth, M. H., 1987. Long-Term Studies of Metal Transfers Following Application of Sewage Sludge. *Bt Pollutant, Transport and Fate in Ecosystems.* 301-317.

Miljø-og Energiministeriet, 2000. Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbruksformål. BEK nr. 49 av 20/01/2000.

Naturvårdsverket, 1995. Användning av avloppsslam i jordbruket. Statens naturvårdsverk. Solna, Sverige; Rapport nr. 4418.

Navas, A., J. Machin & B. Navas 1999. Use of biosolids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). *Bioresource Technol* 69(3):199-205.

Nedland, K.T. 2000. Statusrapport for slam. Bruksområder. Aquateam-rapport nr. 00-018. Aquateam, Postboks 6875 Rodeløkka, N-0504 Oslo.

Paulsrud, B., Nedland, K. T. og Wien, A., 1997a. Organiske miljøgifter i norsk avløpslam. Statens forurensningstilsyn, Pb 8100, Dep, 0032 Oslo; SFT-rapport 97:25. 39sider+vedlegg.

Planteforsk. Grønn forskning 04/98. ISBN 82-479-0059-9

Punchon, T. & N.M. Dickinson 1997. Mobilisation of heavy metals using short-rotation coppice. *Aspects of Applied Biology* 49:285-292.

Rydin, E. & E. Otabbong 1997. Potential release of phosphorus from soil mixed with sewage sludge. *J Environ Qual* 26(2):529-534.

Santos, I.C., V.W.D. Casali, G.V. Miranda & I.C. Dos-Santos 1998. Baviour of ten cultivars of lettuce fertilized with urban waste compost. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 33(2):157-161.

Scott-Fordsmann, J. J., Jensen, J., Pedersen, M. B. og Folker-Hansen, P., 1995. Økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Utvalgte stoffer og stoffgrupper. Rapport nr. 13, Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen, Strandgade 29, DK 1401 København.

Sterret, S.B., R.L. Chaney, C.H. Gifford, H.W. Mielke 1996. Influence of fertilizer and sewage sludge compost on yield and heavy metal accumulation by lettuce grown in urban soils. *Environ Geochem Health* 18(4):135-142.

Suter GW, Tsao CL. 1996. Toxicological benchmarks for screening potential contaminants of concern for effects on aquatic biota: 1996 revision. Final report available from the National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce, Springfield, VA, USA.

Templeton and Cherian (1991) *Methods Enzymol.* 205, 11.

Traulsen, B.D. & G. Schonhard 1995. Heavy metals in the soils of conurbations. Forschungs Report, Ernährung Landwirtschaft Forsten No. 11:23-25.

Ugland, T., E. Ekeberg & T. Krogstad 1998: Bruk av avløpslam i landbruket.

van der Plassche EJ, de Bruijn JHM, Stephenson RR, Marshall SJ, Feijtel TCJ, Belanger SE. 1999. Predicted no-effect concentrations and risk characterization of four surfactants: Linear alkyl benzene sulfonate, alcohol ethoxylates, alcohol ethoxylated sulfates, and soap. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:2653-2663.

Vigerust, E. og Engelsjord, M.E. 1992. Tap av nitrogen og fosfor fra kloakkslam. Rapport 4/1992. Institutt for jord- og vannfag, NLH, 1432 Ås.

Vigerust, E. og Selmer-Olsen, A. R., 1985. Tungmetalloptak i planter ved bruk av kloakkslam. Serie B 2/85. Institutt for jord- og vannfag, NLH, 1432 Ås.

Webb (1987) *Experientia*, Suppl. 52, 109.

Weir, C.C. & J.R. Allen 1997. Effects of using organic wastes as soil amendments in urban horticultural practices in the District of Columbia. *J Environ Sci Health, Part A, -Environ Sci Engineering*. 32(2):323-332.

Williams, D. E., Vlamis, J., Pukite, A. H. og Corey, J. E., 1987. Metal Movement in Sludge-Amended Soils: a Nine-Year Study. *Soil Science*. 143(2): 124-131.