

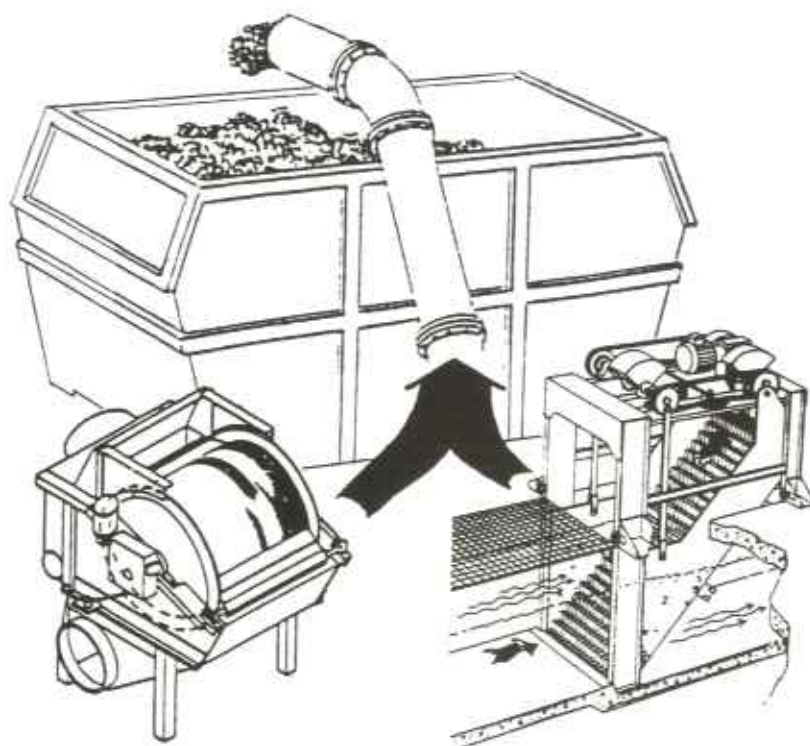
NORVAR

96
1999

Prosjektrapport

Rist- og silgodskarakterisering

Benhandling og disponering



Norsk VA-verkforening

NORVAR-rapport

Norsk VA-verkforening

Postadresse: Vangsvegen 143, 2317 Hamar

Besøksadresse: Vangsvegen 143, Hamar

Telefon: 62 52 86 50

Rapportnummer:

96 - 1999

Dato:

10.05.1999

Antall sider (inkl. bilag):

115

Tilgjengelighet:

Åpen: x

Begrenset:

Rapportens tittel:

RIST- OG SILGODSKARAKTERISERING. BEHANDLING OG DISPONERING.

Forfatter(e): Yngve Johansen, Grøner Tromsø AS og Olav Holdhus, Jordforsk

Ekstrakt:

Mengdene av rist- og silgods i Norge er i fremtiden (2005) beregnet til 13.400 tonn silgods (20 % TS) og 6.800 tonn ristgods (15-20 % TS). Sett i sammenheng med annet organisk avfall er dette svært beskjedne mengder, og ved de fleste anleggene er volumene svært små.

Prosjektet har undersøkt sammensetning og innhold av rist- og silgods, som viser en andel av organisk stoff på over 85 % for silgods og over 80 % for ristgods. Silgods kan karakteriseres som svært likt slam fra slamavskillere og med lavt innhold av tungmetaller. Ristgods viser seg å ha overraskende likhet med silgods. Det er også sett på innholdet i sand fra sandfang i renseanlegg. Her varierer innholdet av organisk stoff svært mye, mens tungmetallinnholdet er på samme nivå som i avløpsslam.

I dag er deponering den dominerende disponeringsmåten på landsbasis. Det er en kjent problemstilling at deponering av organisk avfall fører til utslipp av bl.a. klimagasser og forurenset sigevann. Ved vurdering av fremtidige disponeringsløsninger for rist- og silgods er det derfor grunn til å ta i betraktning den relativt høye andelen organisk stoff i disse produktene. Rist- og silgods inneholder imidlertid avløpssjøppl som i stor grad fordyrer og vanskeliggjør en ressursvennlig utnyttelse av produktene.

Lokale forhold og helhetsvurderinger med hensyn på miljøkostnader og kostnader for anleggseier må legges til grunn ved valg av løsning. For silgods kan det være aktuelt å se disponeringen i sammenheng med løsninger for septikslam. For ristgods kan løsninger som går ut på å redusere mengden på en slik måte at man i hovedsak står igjen med avløpssjøppl eller evt. kverning av ristgodset være en aktuell strategi. Når det gjelder sand fra sandfang, må strategien være å utforme og drive sandfangene slik at sanda får et akseptabelt lavt innhold av organisk stoff. Deponering må fortsatt være en akseptabel disponeringsmåte dersom kostnadene for miljøet og/eller anleggseier tilsier det.

Emneord, norske:

Ristgods, silgods, sand fra sandfang, slam, våtorganisk avfall

Emneord, engelske:

Screenings, grit, sludge, organic wastes

Andre utgaver:

ISBN 82-414-0211-2

Forord

Foreliggende rapport beskriver resultater og konklusjoner fra prosjektet "Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger". Prosjektet er gjennomført i regi av NORVAR og er finansiert ved hjelp av spleiselag med 22 kommuner / interkommunale selskap og med støtte fra SFT. Spleiselagsdeltakerne har utgjort prosjektets styringsgruppe, og det er avholdt 3 møter i forbindelse med gjennomføringen.

Firmaet Grøner Tromsø AS har vært engasjert som utførende konsulent og har også skrevet rapporten. Grøner Tromsø AS har ved gjennomføringen samarbeidet med Jordforsk som har utført deler av prosjektet.

I dag blir mesteparten av rist- og silgods her i landet deponert på avfallsfyllinger. Som et ledd i myndighetenes strategi med å få stanset deponering av våtorganisk avfall på fylling er det kommet signaler om at rist- og silgods ikke bør deponeres i framtida. I så fall vil det bli et spørsmål om hvordan man da skal håndtere og disponere rist- og silgods. Dette er bakgrunnen for at prosjektet kom i gang.

Problemstillinger omkring rist- og silgods er tidligere lite undersøkt her i landet. Hovedmålet med prosjektet har derfor vært å få fram bedre dokumentasjon om rist- og silgods, samt foreslå aktuelle løsninger for håndtering og disponering.

Det er ikke mulig ut fra dette prosjektet å gi et entydig svar på hvordan rist- og silgods bør håndteres i framtida dersom deponering ikke kan fortsette. Lokale forhold vil ha stor betydning, og det vil være naturlig å vurdere alternative løsninger for rist- og silgods i forhold til de løsninger man har lokalt på avfalls- og slamsiden.

I forbindelse med slutføringen av rapporten fra prosjektet har det fra enkelte av spleiselagsdeltakerne framkommet synspunkter om at rapporten i for stor grad gir inntrykk av at rist- og silgods representerer et miljøproblem uten at dette blir godt nok dokumentert, og at den i for stor grad fokuserer på behandling og behandlingsmetoder. Disse synspunktene er blitt formidlet til firmaet som har utført prosjektet og skrevet rapporten og er kommentert i et eget forord av de utførende på neste side.

Hamar, den 10. mai 1999

Ole Lien

FORORD FRA RÅDGIVERNE

I løpet av prosjektgjennomføringen og i møter med prosjektdeltakerne har Grøner Tromsø AS og Jordforsk registrert mange ulike synspunkter på problemstillinger knyttet til de temaer som er tatt opp.

Et av de mest omdiskuterte tema er hvordan rist- og silgods skal behandles og disponeres. I prosjektarbeidet har vi stort sett lagt vekt på nasjonale målsettinger for avfallsbehandling, men også vurdert dagens praksis.

Drøftelsene har i stor grad dreid seg om de nasjonale målsettinger for avfallsbehandlingen og grunnlaget for deler av disse målsettingene. Noen aktuelle spørsmålsstillinger har vært:

- I hvilken grad representerer silgods og ristgods et miljøproblem i et moderne deponi med uttak av deponigass og rensing av sigevann.
- Hva omfattes av ressursbegrepet – når bør det brukes.
- Har miljøvernmyndighetene tilstrekkelig totalkunnskap når ulike løsninger og retningslinjer vurderes.

Fra rådgiver og forskningsiden er det stor forståelse for en rekke av de spørsmål og innspill som er kommet fra prosjektdeltakerne. For eksempel foreslås bedre dokumentasjonen av metanutslippene fra et moderne deponi med uttak og behandling av deponigass og hensiktsmessig overdekning. Mye tyder på at forbedret dokumentasjon kan gi betydelige endringer i miljøregnskapene og dermed beslutningsgrunnlaget for miljøvernmyndighetene når innskjerping av adgangen til deponering av våtorganisk avfall drøftes.

Vi vil med dette oppfordre prosjektdeltakerne til fortsatt å opprettholde sitt engasjement på dette området slik at alle sider av problemstillingene kommer frem. Dette vil bl.a. sikre at også løsninger for behandling og disponering av sil- og ristgods velges ut fra helhetlige miljøvurderinger og samfunnsøkonomisk forhold bygd på grundig dokumentasjon.

Grøner Tromsø AS

Jordforsk

Yngve Johansen

Olav Høldhus

1.0	SAMMENDRAG	4
1.1	Mengder silgods, ristgods og sand fra sandfang.	4
1.2	Hovedkarakteristikket -- ressurs og problem	4
1.3	Aktuelle behandlingsmetoder	5
1.4	Aktuelle strategier for å håndtere silgods, ristgods og sand fra sandfang.	6
2.0	INNLEDNING	7
2.1	Bakgrunn	7
2.2	Målsetting	8
2.3	Prosjektopplegg - kort prosjektbeskrivelse	9
2.4	Endringer i gjennomføring - sentrale innspill underveis	10
3.0	STATUS FOR SIL OG RISTGODS I NORGE	11
3.1	HOLDNINGER OG KRAV HOS MYNDIGHETER OG ANLEGGSEIERE	11
3.1.1	Myndighetenes holdninger og krav	11
3.1.2	Anleggseiernes holdninger	12
3.2	OVERSIKT RIST OG SILGODSMENGDER	13
3.2.1	Innledning	13
3.2.2	Rister	13
3.2.3	Siler	17
3.3	DAGENS HÅNDTERING AV SIL OG RISTGODS	18
3.3.1	Avvanning og behandling	19
3.3.2	Disponering av rist- og silgods	19
3.4	SIL OG RISTGODS SETT I STØRRE SAMMENHENG - NØKKELTALL	21
4.0	KARAKTERISERING AV SIL OG RISTGODS	22
4.1	MENGDER SIL OG RISTGODS FRA ULIKE SIL OG RISTTYPER	22
4.2	SAMMENSETNING OG KARAKTERISERING AV SILGODS	22
4.2.1	Innhold av tungmetaller i silgods sammenlignet med slam	22
4.2.2	Innhold i silgods sammenlignet med slam	24
4.3	SAMMENSETNING OG KARAKTERISERING AV RISTGODS	26
4.3.1	Renseanlegg hvor ristgods er kartlagt.	26
4.3.2	Sammensetning av ristgods	27
4.4	SAND FRA SANDFANG I RENSEANLEGG	34
4.5	RESSURSVERDI	36
5.0	AKTUELLE LØSNINGER FOR BEHANDLING AV SIL OG RISTGODS	37
5.1	HVOR OG HVORFOR BYGGES SILANLEGG OG RISTANLEGG?	37
5.1.1	Innledning	37
5.1.2	Målsetting for bygging av silanlegg ved utslipp til gode sjøresipienter.	37

5.1.3	Målsetting for bygging av rister som forbehandling ved høygradige renseanlegg.	37
5.1.4	Hvor bygges silanlegg og ristanlegg og hvilke typer slambehandling er vanlig i disse områdene.	38
5.1.5	Oppsummering forutsetninger	39
5.2	OVERSIKT BEHANDLINGSMETODER	40
5.2.1	Generelt	40
5.2.2	Kompostering	41
5.2.3	Anaerob nedbrytning	42
5.2.4	Koking og anaerob nedbrytning(omsetning)	43
5.2.5	Våtkompostering	43
5.2.6	Termisk tørking	43
5.2.7	Forbrenning	44
5.2.8	Langtidslagring	45
5.3	ANDRE METODER (OPPMALING, VASKING ETC)	45
5.3.1	Kvern	45
5.3.2	Vasking	45
5.4	SAND FRA SANDFANG - FELLES BEHANDLING MED RISTGODS.	46
5.4.1	Anlegg med mye organisk materiale i sand	47
5.4.2	Anlegg med "ren" sand i sandfanget	47
5.5	LØSNINGER I ANDRE LAND	49
6.0	KOSTNADER FOR ULIKE BEHANDLINGSLØSNINGER	49
6.1	KOSTNADER FOR AKTUELLE BEHANDLINGSMETODER	49
6.1.1	Kompostering	50
6.1.2	Termisk tørking	51
6.1.3	Forbrenning	52
6.1.4	Langtidslagring	52
6.1.5	Kostnadssammenstilling	53
6.2	MILJØKOSTNADER	54
6.2.1	Generelt om miljøkostnad og miljøregnskap	54
6.2.2	Eksempel fra Troms fylke	54
7.0	OPPSUMMERING OG AKTUELLE STRATEGIER	58
7.1	Mengder silgods, ristgods og sand fra sandfang.	58
7.2	Hovedkarakteristikk	59
7.3	Aktuelle strategier for å håndtere silgods, ristgods og sand fra sandfang.	62
7.4	Problemstillinger som bør følges opp videre	62

Bilag 1 Ristgods og sandmengder ved en del renseanlegg

Bilag 2 Tungmetallinnhold og kjemisk sammensetning silgods

Bilag 3 Nærmere omtale av renseanlegg hvor ristgods er kartlagt

Bilag 4 Eksempel – miljøkostnader for rist- og silgods i Troms

Bilag 5 Kompostering av gods fra rist, sandfang og silanlegg fra avløpsrenseanlegg.

2.4 ENDRINGER I GJENNOMFØRING - SENTRALE INNSPILL UNDERVEIS

Supplerende vurderinger

Under gjennomføringen av prosjektet er behovet for supplerende vurderinger og undersøkelser drøftet. Prosjektet er utvidet til også å omfatte følgende vurderinger:

- Komposteringsforsøk med ristgods.
- Miljøregnskap for et fylke for å illustrere konsekvensene av aktuelle behandlingsløsninger.
- Nærmere analyser av innhold og sammensetning av sand fra sandfang.

Det er også satt av midler i prosjektet til informasjon om resultater og anbefalinger til både myndigheter og bransjen når prosjektrapporten foreligger.

Sentrale innspill underveis

Prosjektdeltakerne har underveis i prosjektet tatt opp problemstillinger knyttet til:

- Problemene med å få avsetning på avløpsbaserte jordforbedringsprodukter. Et forventet forbud mot deponering av våtorganisk avfall antas å øke mengden jordforbedringsprodukter med utgangspunkt i matavfall betydelig. Disse forventes å øke problemene med avsetningen av produkter med sitt opphav i avløpsvann.
- Sentrale myndigheter innfører nye krav til behandling uten at det foreligger tilfredsstillende tekniske løsninger og god nok oversikt over økonomiske konsekvenser. Det ønskes sikkerhet mht til konsekvenser før tunge investeringer iverksettes.
- Behovet for lik behandling og samme krav over hele landet.

3.0 STATUS FOR SIL OG RISTGODS I NORGE

3.1 HOLDNINGER OG KRAV HOS MYNDIGHETER OG ANLEGGSEIERE

3.1.1 Myndighetenes holdninger og krav

Nasjonale målsettinger

Avfall

Sil- og ristgods har stort sett blitt betraktet som avfall fram til i dag. Myndighetenes holdninger og krav til avfallsbehandling er nedfelt i Stortingsmelding nr 44 (1991-92). I St.meld. 44 kan en finne følgende målsetting for avfallshåndteringen:

"Regjeringens overordnede målsetting på avfallssektoren er at avfallsproblemene skal løses slik at avfallet blir minst mulig til skade og ulempe for mennesker og naturmiljø, samtidig som avfallet og håndteringen av dette legger minst mulig beslag på samfunnets ressurser."

Forurensingsmyndighetenes strategi i arbeidet med å løse avfallsproblemene i henhold til den overordnede målsettingen er i prioritert rekkefølge:

- 1) *Hindre at avfall oppstår og redusere mengden skadelige stoffer i avfallet.*
- 2) *Fremme ombruk, materialgjenvinning og energiutnyttelse.*
- 3) *Sikre en miljømessig forsvarlig slutthandling av restavfallet.*

Slam

Det kan også bli aktuelt å definere deler av rist- og silgods som slam. De nasjonale målsettinger for slam er rettet mot bruk av slammet i jordbruket og til grøntområder etc. I tilknytning til disse målsettingene foreligger et detaljert regelverk for kontroll av slam og produkter basert på slam – slamforskriften. Det er også utarbeidet retningslinjer for disponering av slam og slambaserte produkter.

Holdninger og forventede krav med utgangspunkt i dagens praksis.

I følge SFT er rist-og silgods å regne som forbruksavfall etter forurensingslovens definisjoner av avfallstyper (§ 27). Det følger videre av loven at det er kommunen som er ansvarlig for å ta hånd og behandle denne type avfall, mens fylkesmannen er konsesjonsmyndighet.

Sil og ristgods har så langt blitt behandlet sammen med avfall fra husholdninger – forbruksavfall. Dagens håndtering av våtorganisk avfall fra husholdninger er i

hovedsak deponering ca 65 % og forbrenning ca 20 %. Deponering av organisk avfall medfører flere negative konsekvenser som oppstår under nedbryting i deponiet. Dette er konsekvenser som deponigassproduksjon, mer forurensset sigevann og større plager med skadedyr som fugler og rotter. Forurensningsmyndighetene har derfor varslet , og noen steder innført , et forbud mot deponering av våtorganisk avfall.

Det kan også nevnes at utviklingen innenfor EU ser ut til å gå mot generelt strengere krav med hensyn til behandling av våtorganisk avfall.

Oppsummering.

Med utgangspunkt i St.meld 44 (1991) og de signaler miljøvernmyndighetene har kommet med de senere årene kan status oppsummeres som følger:

- Et generelt forbud mot deponering av våtorganisk avfall ser ut til å komme og trolig i løpet av de nærmeste årene. Hvorvidt det vil bli gitt adgang til å deponere mindre mengder våtorganisk avfall eller våtorganisk avfall som er lite egnet til videre behandling er en av de mer åpenbare usikkerhetsmomenter.
- Utfra målsettingen til rist- og silanlegg vil den høyeste prioriterte målsettingen for avfallsproblemene, dvs hindre at avfall oppstår, være lite eller bare i begrenset grad aktuell.
- Behandlingsmetoder som sikrer materialgjenvinning og energiutnyttelse er de mest aktuelle løsninger for sil og ristgods.

3.1.2 Anleggseiernes holdninger

Vektlegging av elementene i de sentrale målsettinger

Sentrale element i myndighetenes målsetting er rettet mot at avfallsproblemene skal løses slik at avfallet blir minst mulig til skade og ulempe for mennesker og naturmiljø, samtidig som avfallet og håndteringen av dette legger minst mulig beslag på samfunnets ressurser.

Anleggseiernes inntrykk av at vurderingen knyttet til samfunnets bruk av ressurser er vektlagt i for liten grad i de løsninger og krav miljøvernmyndighetene har gjennomført og markedsført innen avfallsbehandling. Konkret ønskes en større vektlegging og vurdering av de samlede kostnader for samfunnet når nye tiltak og krav innføres.

Dette vurderes å være særlig aktuelt i forbindelse med en vurdering av et forbud mot deponering av silgods og ristgods.

Det er i dag problemer med å få avsetning på avløpsbaserte jordforbedringsprodukter. Et forventet forbud mot deponering av våtorganisk avfall antas å øke mengden jordforbedringsprodukter med utgangspunkt i matavfall betydelig. Disse

forventes å øke problemene med avsetningen av produkter med sitt opphav i avløpsvann. Produktet med utgangspunkt i silgods og ristgods forventes i en slik sammenheng å stå lavest på "rangstigen" - være vanskeligst å omsette.

3.2 OVERSIKT RIST OG SILGODSMENGDER

3.2.1 Innledning

I dette prosjektet er rister brukt om lysåpninger fra 3 mm og oppover, mens siler omfatter lysåpninger fra 0.3 inntil 3 mm.

For å beregne rist- og silgodsmengder på landsbasis er antall siler og rister som er bygd og som skal bygges på landsbasis kartlagt. Det er også gjennomført undersøkelser for å dokumentere hvor stort sil-/ristgodsuttaket er.

Kartleggingen av antall siler og rister er utført utfra kontakt med Miljøvernavdelingene hos fylkesmennene for å få tilgang til SESAM-databasen. SESAM-databasen viser oversikten over alle avløpsrenseanlegg i landet.

Videre ble det utarbeidet et spørreskjema som ble sendt til miljøvernavdelingen i hvert fylke. Første del av undersøkelsen var en registrering av antall anlegg, det vil si antall anlegg og årlig uttak av sil-/ ristgodsmengde i dag og i fremtiden (år 2005). Del to omfattet en registrering over hvordan behandling, bearbeiding og disponering av rist- og silgods er i hvert fylke. Her skulle både dagens og eventuell fremtidig situasjon beskrives.

3.2.2 Rister

ANTALL ANLEGG MED RISTER

Resultatet fra undersøkelsen hos fylkesmennene viste at det totalt er 389 anlegg med rist som forbehandling eller med rist som eneste rensetrinn. 18 av ristanleggene er anlegg med dimensjonerende kapasitet større enn 50.000 pe.

Fylkesmennene ga generelt lite opplysninger om antall ristanlegg i fremtiden. Det er imidlertid grunn til å anta at antall personekvivalenter vil holde seg stabilt de nærmeste årene pga. at de fleste større kjemiske anleggene som benytter seg av rister til forbehandling allerede er ferdig utbygd.

RISTGODSMENGDER

Generelt

Spørreundersøkelsen viste at det foreligger begrensede opplysninger om de totale ristgodsmengder fra avløpsrenseanleggene med rist som forbehandling eller som eneste rensetrinn.

For å beregne det totale ristgodsuttaket på landsbasis, ble flere større renseanlegg og flere av driftsassistansene kontaktet for å få informasjon om risttype og ristgodsmengde. I tillegg har vi benyttet opplysninger fra NORVAR-rapport nr. 34 "Evaluerings av enkle rensemetoder".

Fordeling mellom ristgods og sand

Ved de fleste renseanlegg som har rist og sandfang samles ristgods og sand opp i felles container for videre transport. Opplysninger fra anlegg hvor ristgods og sand samles opp hver for seg er begrenset, men det har lyktes å skaffe en del data som kan bidra til nærmere avklaring av mengdefordelingen.

Tabell 1 i bilag 1 viser anlegg hvor ristgods og sand tas ut hver for seg eller der det foreligger en nærmere vurdering av fordelingen mellom ristgods og silgods. Det vesentlige av disse data er basert på mengderegistrering, og det vurderes å være knyttet betydelig usikkerhet både til anslag over mengde og antatt egenvekt. De innsamlede data gir grunnlag for følgende:

- Ved store renseanlegg (> 50.000 pc) ser andelen sand ut til å være over 60 %. Det foreslås brukt 60 % sand og 40 % ristgods i beregningene av mengder på landsbasis.
- For anleggene under 50.000 pc ser andelen sand og ristgods ut til å være om lag like stor, men med svært store variasjoner fra anlegg til anlegg. For denne anleggsstørrelsen foreslås brukt 50 % sand og 50 % ristgods i beregningene av mengder på landsbasis.

Store renseanlegg > 50.000 pc

I alt 18 større anlegg med totalt 1.760.000 pc ble kontaktet. De fleste av disse anleggene samlet sand og ristgods i samme container. Kun 2 av disse renseanleggene hadde registrering eller anslag over andel ristgods i forhold til sandmengden. Tabell 3.1 viser oversikt for antall anlegg for de ulike fylker og mengder for hvert fylke. Totalt er mengden ristgods og sand fra sandfang i overkant av 7800 tonn pr år fra disse anleggene.

Foreliggende anslag og registreringer av ristgodsmengde og sand gir grunn for å anta en fordeling i området 40 % ristgods og 60 % sand.

Total gir dette følgende årlige mengder:

- | | |
|---|----------------|
| • Ristgodsmengde fra de 18 renseanleggene | ca. 3.100 tonn |
| • Sandmengde fra de 18 renseanleggene | ca. 4.700 tonn |

Tørrestoffinnholdet i ristgodset er usikkert. En del foreliggende analyser av ristgods tatt direkte fra rista etter vannet er drenert av viser et tørrestoffinnhold omkring 12 %. Etterfølgende håndtering vil være avgjørende for hvilket tørrestoffinnhold ristgodset vil ha i container for videretransport. Vanligvis transporteres ristgodset med skruc til containeren. I transporten foregår en viss avvanning og noen har avtapping av drenasjevann fra containeren. Gjennomsnittlig tørrestoffinnhold i området 15-18 % antas å være mest sannsynlig for ristgods. De anlegg som har egen ristgodspresse vil ha markert høyere tørrestoffinnhold.

Omregning av registrerte rist og sandmengder fra disse anleggene viser et midlere uttak på ca 12 g/p*d.

De 18 store anleggene utgjør ca. 65 % (beregnet utfra personekvivalenter) av alle som har rist som forbehandling eller eneste rensetrinn.

Anlegg mindre enn 50.000 pe

NORVAR-rapport nr 34 konkluderer at det er stor variasjon i ristgodsmengdene, både innenfor rister med samme spalteåpning og mellom de forskjellige spalteåpningene. Undersøkelser av renseseffekt til Aqua Guard og Step Screen (3 mm) ga en gjennomsnittlig spesifikk slammengde på 8,5 gram per pe. Generelt foreligger det lite opplysninger om uttak av ristgods. For å bedre datagrunnlaget ble driftsassistansene kontaktet. I bilag 1 tabell 1 og 2 er opplysninger fra en del renseanlegg med rister sammenstilt. Dette tallmaterialet gir følgende resultat:

- Uttak av ristgods inklusiv sandfraksjonen ser ut til å være omkring 20 gram pr person og døgn.
- Ristgodsfraksjonen og sandfraksjonen ser ut til å være noenlunde likt fordelt.

De innsamlede opplysninger gir et ristgodsuttak inklusiv sand:

- | | |
|------------------------------------|-----------------------|
| • Renseanlegg større enn 50.000 pe | 12 gram pr pe og døgn |
| • Renseanlegg mindre enn 50.000 pe | 20 gram pr pe og døgn |

Ulike mengder kan skyldes økt nedknusing etc i lange ledningssystemer for de større anleggene, men trolig er måten registreringene foretas på en like viktig faktor. Ved de små anleggene er volumanslag dominerende. Bruk av volumanslag gir risiko for systematisk angivelse av for høyt volum samtidig som omregningsfaktoren for egenvekt er svært usikker.

De registrerte mengder foreslås lagt til grunn for beregningene av totale mengder i Norge, men det er viktig å være oppmerksom på de betydelige usikkerheter knyttet til anslagene.

Tabell 3.1 Oversikt over renseanlegg med rist. Stipulerte ristgodsmengder inkludert sand.

Fylke	Antall anlegg		PE tilknyttet (hele1000)		Ristgods(tonn)	
	<50.000 pe	>50.000 pe	<50.000 pe	>50.000 pe	<50.000 pe	>50.000 pe
Østfold	21	4	75	180	550	1250
Oslo og Akershus	47	3	159	811	1160	2700
Hedmark	29	1	90	70	660	50*
Oppland	79	1	98	40	720	140
Buskerud	35	1	137	42	1000	260
Vestfold	13	1+ (1)	51	107	370	330
Telemark	64	1	80	55	580	300
Aust-Agder	32	0	63		460	
Vest-Agder	12	1	62	48	450	240
Rogaland	12	1	50	150	370	250
Hordaland	6	1	73	52	530	150
Sogn og Fjordane	2	0	10		70	
Møre og Romsdal	2	0	17		120	
Sør-Trøndelag	1	2	1	205	10	2200
Nord-Trøndelag	9	0	25		180	
Nordland	5	0	6		40	
Troms	1	0	1		10	
Finnmark	1	0	1		10	
Sum	371	18	1000	1760	7300	7800
Totalt	389		2760			

* kun ristgods dvs sand er tatt ut i egen linje.

Årlige mengder fra høygradige renseanlegg mindre enn 50.000 pc:

- Ristgodsmenge 50 % ca. 3.700 tonn
- Sandmenge 50 % ca. 3.700 tonn

3.2.3 Siler

Antall anlegg med siler

Fylkesmennene har oppgitt at det finnes 157 kommunale silanlegg i Norge. De fleste av disse benyttes som eneste rensetrinn. Mens anleggene som benytter/skal benytte rist som forbehandling eller eneste rensemetode stort sett er ferdig utbygd, planlegges det flere silanlegg langs norskekysten. I år 2005 er det antatt at det totale antall silanlegg vil være ca. 250.

Silgodsmengder

I likhet med ristgods finnes det få opplysninger om silgodsmengder fra avløpsanleggene. I noen fylker har Fylkesmannen satt krav om at silanlegg minst skal oppnå et midlere silgodsuttak på 50 gram per pe og døgn, beregnet ut fra et tørrstoffinnhold på 20 %, mens andre fylker ikke har dette funksjonskravet.

Dagens silgodsmengder:

For å beregne de totale silgodsmengdene gjøres følgende forutsetninger:

I de fylker med krav om et minimumsuttak settes silgodsmengden til 50 gram per pe og døgn. I de resterende fylker settes silgodsmengden til 25 gram pr pe og døgn.

Antall pe med krav om midlere uttak av silgods på 50 gram pr pe og døgn er ca. 340.000. Dette gir et silgodsuttak på 6.200 tonn/år.

De resterende anleggene med ca. 480.000 pe tilknyttet gir et silgodsuttak på 4.400 tonn/år basert på et silgodsuttak på 25 gram pr pe og døgn.

Totalt årlig silgodsuttak blir dermed på ca. 10.600 tonn silgods med tørrstoffinnhold 20 %.

Fremtidige silgodsmengder:

Mens anleggene som benytter / skal benytte rist som forbehandling eller eneste rensemetode stort sett er ferdig utbygd, planlegges det flere silanlegg langs norskekysten. De opplysninger vi har fra spørreundersøkelsen tilsier at det i år 2005 vil være ca. 1.000.000 pe som har sil som forbehandling eller eneste rensetrinn. Ca. 500.000 pe vil ha krav om et uttak av silgods på 50 gram per pe og døgn. Dette gjelder Troms, Nordland og Hordaland fylke. I tillegg er det også forutsatt et uttak på 50 gram per pe og døgn for Aust-Agder pga bruk av finsiler.

**Tabell 3.2 Beregning av silgodsmengder i dag og år 2005
(20 % tørrstoffinnhold)**

Fylke	Antall anlegg		PE tilknyttet (hele1000)		Silgods(tonn) 20 % TS	
	1998	2005	1998	2005	1998	2005
Østfold	2	2	2	2	18	18
Oslo og Akershus	0	0	0	0		
Hedmark	0	0	0	0		
Oppland	0	0	0	0		
Buskerud	0	0	0	0		
Vestfold	0	0	0	0		
Telemark	0	0	0	0		
Aust-Agder	2	2	130	130	2373	2373
Vest-Agder	3	3	17	17	155	155
Rogaland	12	12	85	85	776	776
Hordaland	39	50	158	200	2884	3650
Sogn og Fjordane	9	20	15	45	137	411
Møre og Romsdal	20	37	68	120	621	1095
Sør-Trøndelag	13	10	170	20	1551*	183
Nord-Trøndelag	8	8	26	26	237	237
Nordland	32	70	100	187	913	1706
Troms	14	30	40	140	730	2555
Finnmark	4	4	11	11	201	201
Sum	157	248	822	983	10600	13400

* siste års registreringer indikerer ca halve mengden av dette.

Totalt årlig silgodsuttak i år 2005 blir dermed på ca. 13.400 tonn. Trolig er dette anslaget lavt da flere anlegg vil få krav om minstcuttak og i flere fylker brukes finsiler med uttak betydelig høyere enn 50 gram per pe og døgn med tørrstoffinnhold på 20 %.

3.3 DAGENS HÅNDTERING AV SIL OG RISTGODS

I tabell 3.3 er opplysninger fra Miljøvernavdelingene i de ulike fylkene oppsummert. Generelt viser tabell 3.3 at sil- og ristgods har vært ofret liten oppmerksomhet og i hovedtrekk er oppsamling og transport til nærmeste deponi den løsningen som har vært og er i bruk.

Det er bare tre av fylkene som har oppgitt at det skilles mellom rist- og silgods når miljøvernmyndighetene utformer sine krav.

3.3.1 Avvanning og behandling

Oppsamling og avvanning av silgods.

Silgods transporteres direkte fra en integrert avvanningsenhet i silen til silgodscontainer eller ledes til en silgodstransportør (normalt skrue) som frakter silgodset opp i containeren.

De fleste siler har problemer med å oppnå et tørrstoffinnhold av betydning uten egen silgodspresse. Av hensyn til etterfølgende transport og behandling er det ønskelig med et tørrstoffinnhold på minst 20 %. Det er derfor blitt vanligere med installasjon av silgodspresse som en del av transportsystemet for silgods.

Oppsamling og avvanning av ristgods og sand.

Ristgods samles normalt opp og transporteres til container ved bruk av en skruetransportør. Egen avvanningspresse for ristgods brukes en del, men hovedinntrykket er at ristgods ved de noe mindre avløpsrenseanleggene ikke avvannes utover den avvanning som oppnås i rista og gjennom transporten til containeren. Avtapping av overskuddsvann fra containeren gjøres også en del steder for å øke tørrstoffinnholdet.

De fleste større høygradige avløpsrenseanlegg har eget sandfang. Sand fra sandfangene utgjør en betydelig mengde. Kun en begrenset del av anleggene samler opp sanden i egen container – tallmateriale fra noen av driftsassistansene gir grunnlag for å antyde 5-15 % av anleggene. Ved de øvrige anleggene samles sand og ristgods i felles container.

3.3.2 Disponering av rist- og silgods

I tabell 3.3 er resultatene fra en spørreundersøkelse våren 1998 til miljøvernavdelingene i de ulike fylkene oppsummert.

Fylkesmennene har oppgitt at rist- og silgodset som regel blir deponert på avfallsfylling. Noe av rist-/ silgodset går til forbrenningsanlegg eller lagres i slamlagune/kompostering. Rist- og silgods som komposteres/lagres eller lignende benyttes senere som dekkmasse på avfallsfylling.

De fleste fylkesmennene skiller heller ikke mellom ristgods og silgods når det gis utslippstillatelser og stilles krav til behandling/disponering.

Tabell 3.3 Opplysninger om innsamling, behandling og disponering av sil- og ristgods

Fylke	Skilles det mellom rist og silgods*	Ristgods			Silgods		
		Innsamling	Behandling	Disponering	Innsamling	Behandling	Disponering
Østfold	Nei	I containere	Ingen	Deponering på fylling	I container	Ingen	Deponering på fylling
Oslo og Akershus	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt			
Hedmark	Nei	I containere	Noe komprimeres	Deponering på fylling			
Oppland	Nei	I containere	Ingen	Deponering på fylling			
Buskerud	Nei	I containere	Ingen	Deponering på fylling			
Vestfold	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt			
Telemark	Nei	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Deponering på fylling			
Aust-Agder	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ingen	Deponering / kompostering			
Vest-Agder	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ingen	Deponering på fylling	Ikke oppgitt	Ingen	Slamlagune
Rogaland	Nei	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Deponering på fylling	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Deponering på fylling
Hordaland	Nei	I containere	Ingen	Deponering på fylling	I container	Nei	Deponering på fylling
Sogn og Fjordane	Nei	I containere	Ingen	Deponering på fylling	I container	Noe komposteres	Deponi/dekke i fylling
Møre og Romsdal	Nei	I containere	Avvanning	Deponering på fylling	I container	Ingen	Deponi/dekke i fylling
Sør-Trøndelag	Nei	I containere	Ikke oppgitt	Deponering/ brent	I container	Ikke oppgitt	Deponering/ brent
Nord-Trøndelag	Ja	Ikke oppgitt	Slamlagune	Dekkmasse på fylling			
Nordland	Ja	I containere		Varierer	I containere	Noe kompostering	Deponi/dekke i fylling
Troms	Ja	Avfallsselskaper	Ingen	Deponering på fylling	Kommunalt	Ingen	Toppdekk fyllplasser
Finnmark	Nei	?	Ingen	Deponering på fylling	?	Ingen	Deponering på fylling

* Spørsmålet gjelder i hvilken grad de ulike Miljøvernordningene skiller mellom rist- og silgods i sine faglige vurderinger.

3.4 SIL OG RISTGODS SETT I STØRRE SAMMENHENG - NØKKELTALL

Nedenfor er en del nøkkeltall basert på de beregnede og innhentede data for sil- og ristgodsmengder satt opp. I SFT rapport 92:15 er mengdene organisk avfall oppgitt til omkring 300.000 tonn per år i Norge. Tilsvarende er prognosene for slammengde regnet som tonn TS satt til omkring 160.000 tonn. NORSAS opererer med tall i området 400-500.000 tonn organisk avfall fra husholdninger (private og storhusholdninger). Fra fiskeriene og næringsmiddelvirksomhet oppgis årlige mengder på omkring 1.500.000 tonn.

I tabell 3.4 er slammengder, mengder organisk avfall, rist og silgodsmengder per år satt opp.

Tabell 3.4 Nøkkeltall mengder når hoveddelen av avløpsutbyggingen er gjennomført.

	Tørrestoffinnhold TS	Mengde
Organisk avfall i Norge fra husholdninger	Stipulert til 25 %	400.000 tonn
Slam totalt i Norge	100 %	160.000 tonn
Silgods	20 %	13.400 tonn
Ristgods	Stipulert til 16 %	6.800 tonn
Sand fra sandfang i renseanlegg		8.000 tonn

Tabell 3.5 Sil- og ristgodsmengder sammenlignet med mengder slam og organisk avfall knyttet til husholdninger.

	Mengde (100 % tørrestoff)	Prosentandel
Slam og org.avfall i Norge	260.000 tonn	
Silgods	2.700 tonn	1 %
Ristgods	1.200 tonn	0.5 %

Tabell 3.6 Midlere rist og silgodsmengder pr uke

Anleggstype	Antall anlegg	TS	Mengde pr uke pr anlegg
Silanlegg	248	20 %	1.0 tonn
Ristanlegg > 50.000 pe	18	16 %	3.3 tonn
Ristanlegg < 50.000 pe	371	16 %	0.19 tonn

4.0 KARAKTERISERING AV SIL OG RISTGODS

4.1 MENGDER SIL- OG RISTGODS FRA ULIKE SIL OG RISTTYPER

De ulike rist- og siltyper gir forskjellig mengder rist- og silgods pr personekvivalent tilknyttet anlegget. Variasjonene i mengder som tas ut vil være en funksjon av blant annet:

- Type sil eller rist
- Lysåpning
- Type avløpsvann
- Tilstand på ledningsnett (feks nedknusing av innholdet i avløpsvannet i nedslitte betongledninger)
- Antall pumpestasjoner avløpet passerer før det når renseanlegget.
- Driften og belastningen av anlegget.(feks renseeffekt for trapperister er svært avhengig av om en såkalt silgodsmatte bygges opp. En slik oppbygging er i stor grad knyttet til riktig drift.)

Punktene ovenfor viser at uttak av sil- og ristgods avhenger av svært mange faktorer. I tabell 4.1 er det antydnet hvilke typiske uttak som kan forventes utfra de sil og risttyper som i hovedsak brukes i dag.

Tabell 4.1. Typiske uttak fra sil og rister

Type	Lysåpning	Uttak av sil/ristgods pr pe og døgn (20 % TS)
Rist	3-20 mm	2 – 10 gram
Trapperister/spaltesiler	1 mm	5 – 30 gram
Rørsil	0.8 mm	50 – 80 gram
Finsiler	0.3 mm	70 –120 gram

4.2 SAMMENSETNING OG KARAKTERISERING AV SILGODS

4.2.1 Innhold av tungmetaller i silgods sammenlignet med slam

Generelt

Frykten for tungmetaller er og har vært et av hovedproblemene når slam skal brukes i ulike jordforbedringssammenhenger. En nærmere kartlegging av tungmetallinnholdet i rist og silgods er gjennomført for å klarlegge i hvilken grad dette er av betydning for ulike behandlings- og disponeringsløsninger.

Det har ikke vært mulig å finne fram til faglitteratur som gir nærmere opplysninger om i hvilken form og sammenheng tungmetaller finnes i avløpsvann. Dersom

større partikler er vanlig er det åpenbart at det ville være en risiko for at det spesielt i silgods kan bli høye konsentrasjoner. Tilsvarende kan lave konsentrasjoner forventes dersom tungmetaller i avløpsvann er mest vanlig som løste forbindelser eller som svært små partikler.

Tungmetallinnhold i silgods

Tungmetallinnholdet i silgods er analysert fra 7 ulike silanlegg i Harstad og Tromsø kommune. Totalt foreligger 43 analyseresultater. Hvert analyseresultat er basert på en blandprøve som er tatt enten ved 5-6 ulike uttak flere steder i silgodscontaineren eller ved tilsvarende uttak fra utkastet fra silen i løpet av arbeidsdagen. De 7 silanleggene representerer de fleste typer avløpsvann dvs sentrumsområder, bolig, næringsområder, separatsystem, fellessystem osv. Bilag 2 gir mer detaljerte opplysninger om analyseresultater og silanleggene.

I tabell 4.2 er resultatene fra analysene av tungmetaller i silgods sammenstilt. De oppgitte verdier er gjennomsnittstall beregnet ut fra det antall prøver som er oppgitt. Tabellen sammenligner også slam og silgods.

**Tabell 4.2 Sammenligning tungmetaller i silgods med avløpsslam
(Innhold av tungmetaller oppgitt som mg/kg TS)**

Silanlegg	Finsiler	Finsiler	Siler	Siler	Grense- verdi	Grense- verdi	Gjennom- snittlig	Typiske verdier
Sil	Salsnes	Salsnes	Meva/MaskoZ	MaskoZoll	jordbruk/ skogsareal*	grøntareal*	innhold i slam i Norge **	høygradige anlegg i Troms
Silåpning	0.3 mm	0.3 mm	1.0/0.8 mm	0.8 mm				
År	1995-97	1998	1995-96	1998				
Antall prøver	17	9	5	12				
Kobber (Cu)	57	76	69	46	650	1000	247	400
Sink (Zn)	80	104	130	86	800	1500	356	500
Nikkel (Ni)	11	5,3	6	3,6	50	80	16	15
Krom (Cr)	8,2		5,8		100	150	31	20
Bly (Pb)	7,5	13	4,1	7,3	80	200	35	60
Cadmium (Cd)	0,2	<0,2	0,2	<0,2	2	5	1,4	2
Kvikksølv (Hg)	0,3		(0,7) ***		3	5	1,5	1

* Tillatt innhold til tungmetaller i hht til slutforskriften

** TA 1296: "Avløpsslam og miljøgifter" utgitt av SFT i februar 1996

*** Kun 2 analyser

Analysene av tungmetaller i silgods fra disse anleggene indikerer følgende:

- Generelt er tungmetallinnholdet lavt i de analysene som foreligger fra disse anleggene.
- Tungmetallinnholdet ligger betydelig lavere enn de krav som stilles til slam ved disponering til jordforbedringsformål.
- Generelt ser silgods ut til å være mindre problematisk enn slam fra høygradige renseanlegg.

4.2.2 Innhold i silgods sammenlignet med slam

Generelt

Mange vil assosiere rist- og silgods med avløpssjøppl. Silanlegg som skal oppfylle målsettingen til miljøvernmyndighetene om også å fjerne en markert andel sedimenterbart stoff, vil ta ut lang mer enn avløpssjøppl. Det er også åpenbart at ristene som først og fremst har som målsetting å fjerne avløpssjøppl også tar en del av de øvrige innholdsstoffer i avløpet.

For å kunne vurdere nærmere hva sil- og ristgodset består av er den kjemiske sammensetning analysert.

Innhold og sammensetning av silgods.

Sammensetningen av silgodset er sammenstilt for de samme silanleggene og analysene tungmetallinnholdet er undersøkt i jfr avsnitt 4.2. Bilag 2 gir mer detaljerte opplysninger om analyseresultater og silanleggene.

Tabell 4.3 viser sammensetningen av silgods oppdelt etter siltyper. Det er også sammenlignet med typiske verdier i septikslam, men her ser det ut til å være begrenset med erfaringsverdier.

Tabell 4.3 Sammensetning av silgods.

Silanlegg	Finsiler	Finsiler	Siler	Siler	Typiske verdier i septikslam *
Sil	Salsnes	Salsnes	Meva/MaskoZ	MaskoZoll	
Silåpning	0.3 mm	0.3 mm	1.0/0.8 mm	0.8 mm	
År	1995-97	1998	1995-96	1998	
Antall prøver	17	9	5	12	
Tørrestoff %	27	25	18	20	
Glødetap % av TS	85	90	90	96	80
Kjeld-N % av TS	1,3	1,7	2,3	1,6	2,0
Fosfor(P) % av TS	0,2	0,2	0,6	0,2	0,5
Kjemisk oks. KOF		336		301	
Org.karbon % av TS		37,3		36,8	
NH ₄ -N % av TS		0,1		0,1	(0,3)
PH	6,1	5,6	6,4	5,3	6
Kalsium (Ca) g/kg TS	0,5		0,6		(0.5-1)
Kalium (K) g/kg TS	0,1		0,5		(1-2)

* Tall uten parentes refererer til undervisningslitteratur fra NTNU. Tall i parentes bygger på inntrykk fra begrenset antall analyser.

Sammenlignet med avvannet avløpsslam har silgods noe lavere volumvekt. Dette indikerer at silgods er et forholdsvis porøst materiale.

Analysene viser følgende:

Tørrestoffinnholdet i silgods er generelt lavere enn i godt avvannet avløpsslam.

Glødetapsanalysene viser at innholdet av organisk materiale er 15-20 prosentenheter høyere enn i ubehandlet slam fra norske renseanlegg med kjemisk felling. Innholdet av organisk materiale er også høyere enn i slam fra europeiske og amerikanske biologiske renseanlegg.

Innholdet av nitrogen i silgods ser ut til å variere mye. En skulle her forvente at nitrogeninnholdet var høyere i silgods fra finsiler, men dette er det ikke grunnlag for hevde ut fra foreliggende analyser. Innholdet i silgods er grovt sett omlag 0,4 - 1 prosentenheter lavere enn i slam fra fullgradige norske renseanlegg.

Fosforinnholdet i silgods er forholdsvis lavt sammenlignet med ordinært avløpsslam. Foreliggende analyser viser at innholdet av fosfor er mellom 15 - 20 % av det som er vanlig i slam fra høygradige renseanlegg med kjemisk felling.

Med utgangspunkt i verdier for organisk karbon og innhold nitrogen kan C/N-forholdet beregnes. Ut fra verdiene som finnes i tabell 4.3 er C/N-forholdet i 21-22. Til sammenligning er C/N-forholdet i avløpsslam vanligvis 10-12. Det høye C/N-forholdet indikerer at silgods vil holde forholdsvis godt på nitrogen under omdanning. Ammoniakklukt vil først inntre etter at en del av det lett nedbrytbare karbonet er omdannet.

pH-verdiene avviker ikke spesielt mye fra avløpsslam. Det kan forventes at pH-verdiene synker relativt raskt i fall silgodset lagres noe før analysering.

Kalsium- og kaliumverdiene er ikke vesentlig forskjellig i forhold til det en kan finne i avløpsslam.

Kommentarer sammensetning silgods mht aktuelle behandlingsmetoder

Kompostering

Et umiddelbart inntrykk av analysene er at silgods er forholdsvis lett komposterbart. Det viktigste tiltaket for å lykkes med komposteringen er å heve tørrestoffinnholdet.

Det høye innholdet av organisk materiale indikerer at det finnes mye komposterbart materiale i silgods. C/N-forholdet er ideelt for kompostering. En må imidlertid være oppmerksom på at tilførsel av for mye karbonholdig strukturmateriale kan gi noe reduksjon i komposteringshastigheten.

Tar en utgangspunkt i 1 tonn silgods med 22 % TS må dette tilsettes omlag 300 kg tørt malt hageavfall (42%TS) og 200 kg tørr bark (60%TS) for at tørrstoffinnholdet skal være tilstrekkelig for at en kompostering skal komme i gang. Det kan være behov for å tilføre noe ekstra nitrogen ute i komposteringsperioden for holde aktiviteten oppe.

Forbrenning

Det høye glødetapet i silgods indikerer en høy brennverdi i tørr vare. Med vanninnhold i området 73 - 82 % viser regnemodeller at ristgods ikke kan brenne uten tilskuddsenergi eventuelt må det tørkes eller avvannes før brenning. Tas det utgangspunkt i silgods med 22 % TS er det nødvendig å heve tørrstoffinnholdet til over 31 % TS for at massen skal brenne i energibalanse. Beregningen forutsetter ikke varmegjenvinning.

4.3 SAMMENSETNING OG KARAKTERISERING AV RISTGODS

4.3.1 Renseanlegg hvor ristgods er kartlagt.

Eksisterende kunnskap om sammensetningen av ristgods er svært begrenset. I prosjektet er det derfor utført en detaljert gjennomgang av ristgodset ved 5 utvalgte avløpsrenseanlegg.

Under utvelgelsen ble det lagt vekt på å skaffe en så bred informasjon om ristgodsproblematikken som mulig. Det ble derfor satset på å studere ristgods fra anlegg med ulike risttyper, ulike størrelse på renseanlegg, ulike beliggenhet i forhold til avløpsnett, avløpsvannets oppholdstid på nettet m.v. Utvelgelsen ble foretatt i kontakt med oppdragsgiver, driftsassistanter, miljøvernmyndigheter, konsulentbedrifter samt utstyrsleverandører.

Følgende anlegg ble valgt ut:

1. Alvim renseanlegg, Sarpsborg kommune	3 mm trapperist
2. Fjellfoten renseanlegg, Nes i Akershus	3 mm trapperist
3. Holmestrand renseanlegg	3 mm trapperist
4. RA-2, Strømmen	4 mm trapperist
5. VFAS, Asker	3 mm trapperist

I bilag 3 er det gitt en nærmere beskrivelse av de ulike avløpsrenseanleggene og observasjoner ved besøk av anleggene.

I tabell 4.4 er en del sentrale tall og mengder oppsummert for de 5 anleggene.

Tabell 4.4. Ristgods- og sandfangmengde i forhold til andre parameter

	Alvim ra	Fjellfoten ra	Holmestrand ra	RA-2	VEAS
Beliggenhet	Sarpsborg	Nes kommune	Holmestrand	Strømmen	Asker
Antall p.e.	44.200	10.000	9.800	95.000	600.000
Total vanntilførsel (m ³ /år)	8.409.600	1.165.080	1.664.400	16.030.800	99.951.600
Q middel (m ³ /h)	960	133	190	1830	11410
Slamproduksjon (tonn /år)	4.200	1.600	1.200	17.220	50.455
Slamproduksjon (tonn TS/år)	1.235	390	276	4.133	12.600
Andel ristgods og sand i forhold til total vanntilførsel	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$
Andel ristgods og sand i forhold til slamproduksjon i tonn/år	3,1 %	3,7 %	2,5 %	5,3 %	3,1 %

4.3.2 Sammensetning av ristgods

Kartleggingen av sammensetningen omfattet både en karakterisering basert på fraksjonering og en utsortering av ulike fraksjoner samt analyse av kjemisk sammensetning.

Prøver til analyse ble tatt direkte på rist. Materialet ble tatt ut tilfeldig over 1-2 timer. Ristene ble observert totalt i 4-5 timer for å avdekke eventuelle forskjeller over i tid. I alt ble det tatt ut omlag 4 liter ristgods fra hvert anlegg. Prøvene må betegnes som øyeblikksprøver og gir ikke uttrykk for variasjoner over tid eller gjennomsnitt. Analyseresultatene må vurderes deretter hva gjelder representativitet.

Prøvene ble blandet og fordelt til visuell sortering og til kjemisk analyse.

Prøveantall

Det var tydelig av ristgodssammensetningen var avhengig av kjøremønsteret for risten. Dette kom tydelig til uttrykk i forskjell mellom morgen og middagsprøve fra Holmestrand.

Det ble før oppstart av prøveinnsamlingen antatt at det var store døgnvariasjoner på ristgodset sammensetning. Prøveuttaket ble derfor innrettet på prøveuttak tidlig på dagen og en om ettermiddagen.

Imidlertid var det kun på et anlegg (Holmestrand) der det tilsynelatende var stor forskjell mellom tilfangsten på rista morgen og ettermiddag. Dette kom også til uttrykk i plukkanalysen. Den tydeligste forskjellen var at diffus blanding i morgenprøven var mye mindre enn i ettermiddagsprøven. Etter vår vurdering skyldes dette at rista var tidsstyrt. På denne måten ble det aldri matte i de første morgentimene og det var også svært liten ristgodsmengde. Tilfangsten av ristgods var betydelig større på ettermiddagen. Vi fant etter dette at ettermiddagsprøven var mest representativ for anlegget som helhet.

På Fjellfoten var også ristene tidsstyrte. Likevel var det ikke merkbar visuell forskjell på ristgodssammensetningen på morgen og ettermiddag. Det la seg f.eks. aldri et sammenhengende matte. Årsaken til dette kan være at tilrenning var liten under prøvetaket, oppholdstiden på nettet er lang og dermed gode muligheter for oppløsning av organisk materiale. Etter intervju med driftsoperatører ble dette bekreftet å være en vanlig situasjon. Prøvene ble derfor slått sammen og analysert under ett.

På Alvim, RA-2 og VEAS ble det tatt ut prøver etter samme mønster, men visuelt sett under var det ikke forskjeller på morgen og ettermiddagsprøven. Etter intervju med driftsoperatører ble dette også bekreftet å være tilfelle over tid. En vesentlig årsak til dette synes å være at ristene kjøres etter nivåkontroll og at matten har jevn tykkelse over tid. Det var derfor liten grunn for å foreta plukkanalyse av to like prøver. Før plukkanalysen ble derfor prøvematerialet slått sammen.

Oppsummering av prøvetaking:

Holmestrand:	En ettermiddagsprøve
Fjellfoten:	En blandprøve av en morgen- og en ettermiddagsprøve
Alvim:	En blandprøve av en morgen- og en ettermiddagsprøve
VEAS:	En blandprøve av en morgen- og en ettermiddagsprøve
RA-2:	En blandprøve av en morgen- og en ettermiddagsprøve

Utsortering

Sorteringen av ristgodset ble foretatt manuelt før tørking av prøvene. Det var viktig å foreta denne sorteringen så raskt som mulig ettersom materiale er meget lett omdannbart.

En manuell utsortering er avhengig av visuell observasjon, og det er derfor grenser for hvor små enheter som kan skilles ut. Et mål for denne utsorteringen var å danne seg et inntrykk av massen sett i forhold til aktuelle behandlingsmetoder.

Vi fant etterhvert følgende inndeling som hensiktsmessig:

1. Diffus masse,
2. Nedbrytbart bioavfall
3. Ikke biologisk nedbrytbart materiale
4. Fekaler

Diffus masse var meget sammenkittet masse som ikke lot seg sortere. Synlig, ikke nedbrytbart materiale ble likevel fjernet. Det meste bestod av sammenfiltret rivbart papir, matrester og små fekale rester. Ut fra en visuell vurdering er hovedmengden i denne fraksjonen biologisk nedbrytbart materiale. Separate glødetapsanalyser av denne fraksjonen indikerer at dette er en riktig vurdering.

Bioavfall (biologisk nedbrytbart) var sammensatt av grønnsakrester, frukt- og bærrester og annet. I gruppen grønnsakrester ble det funnet rester av gulrot, potet, mais, løkblad, sylteagurk, grønne blader og persille. I gruppen frukt- og bærrester ble det funnet skall av plommer og druer, samt kjerner spesielt fra druer. I gruppen annet ble det funnet en god del soppskiver (sjampinjong), insekt (veps), stueplanteblader, gult lauv samt utsorterbart papir. En god del av bioavfallet bar preg av å være fordøyet dvs. det var utvasket fra fekaler under transport i rørsystemene. Det var umulig å skille mellom fordøyd materiale og bioavfall som hadde kommet inn i avløpssystemet som våtorganisk avfall.

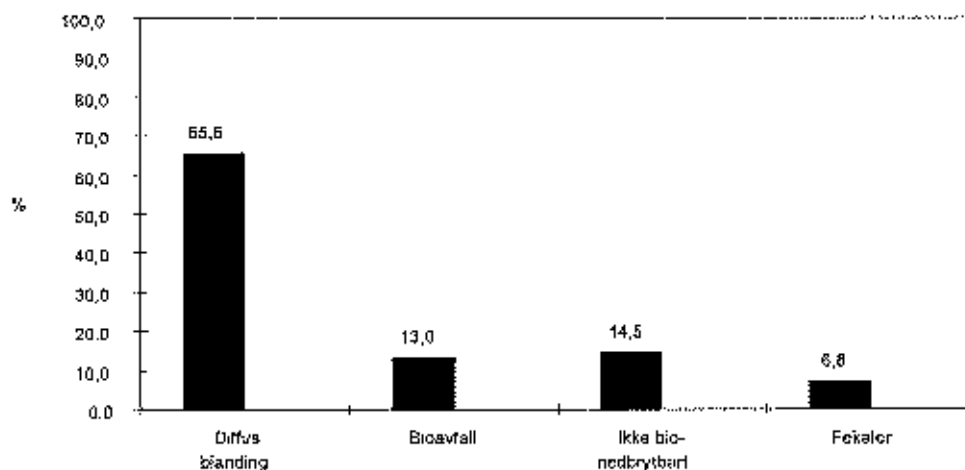
I fraksjonen ikke nedbrytbart biologisk materiale ble det funnet:

Plast (Q-tips, plaster, kondomrester, damebindemballasje, bruskorkplast), ikke rivbart papirlignende lerret (fra damebind ?), ikke rivbar tråd (tanntråd ?), mineraler (lettklinkerkuler), sigarettfilter.

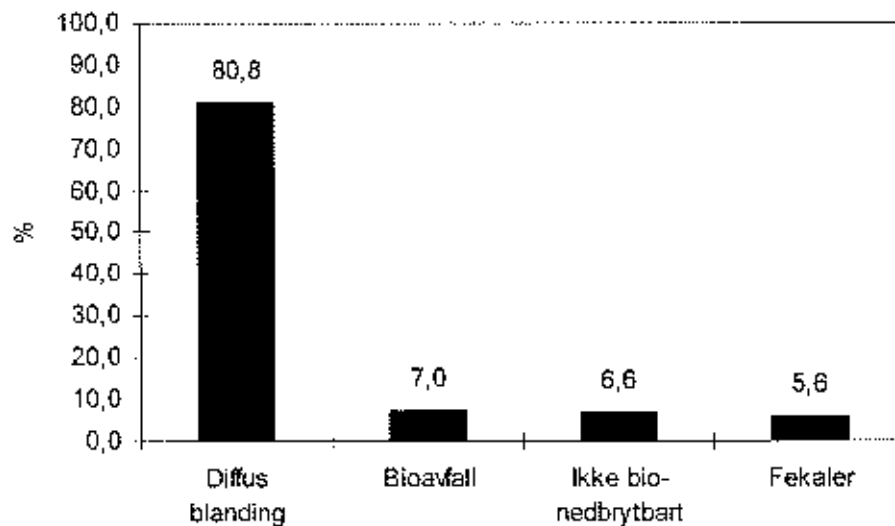
Fekaler ble skilt ut etter farge.

Fysiske analyser av ristgods

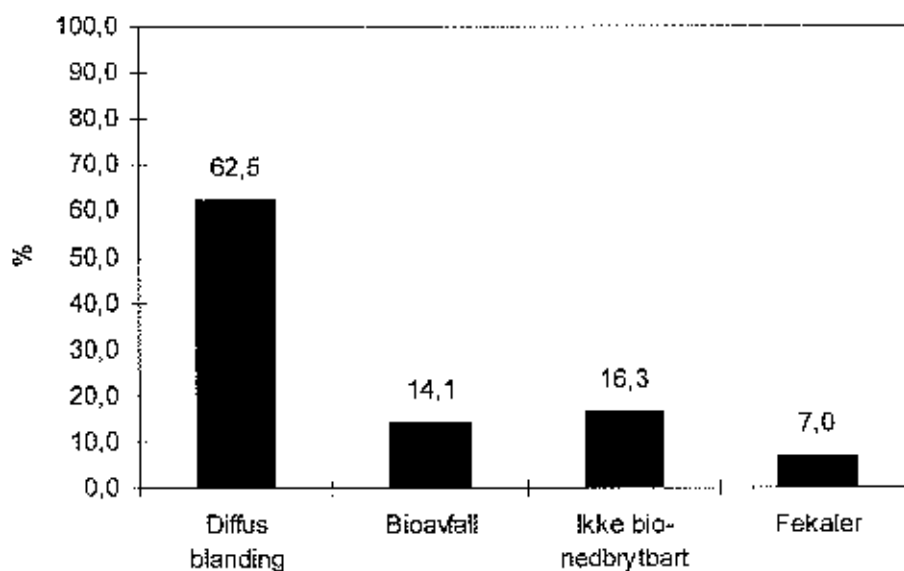
Etter sorteringen ble de ulike fraksjonen tørket og glødet hver for seg. Figur 4.1-4.5 viser sammensetningen av ristgods ved anleggene.



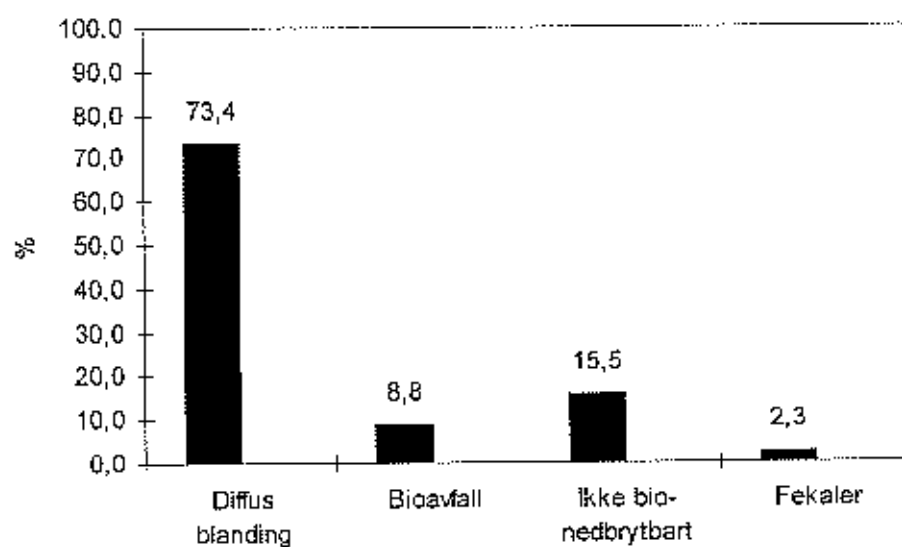
Figur 4.1. Sammensetning av ristgods i tørrvekt ved Alvim renseanlegg.



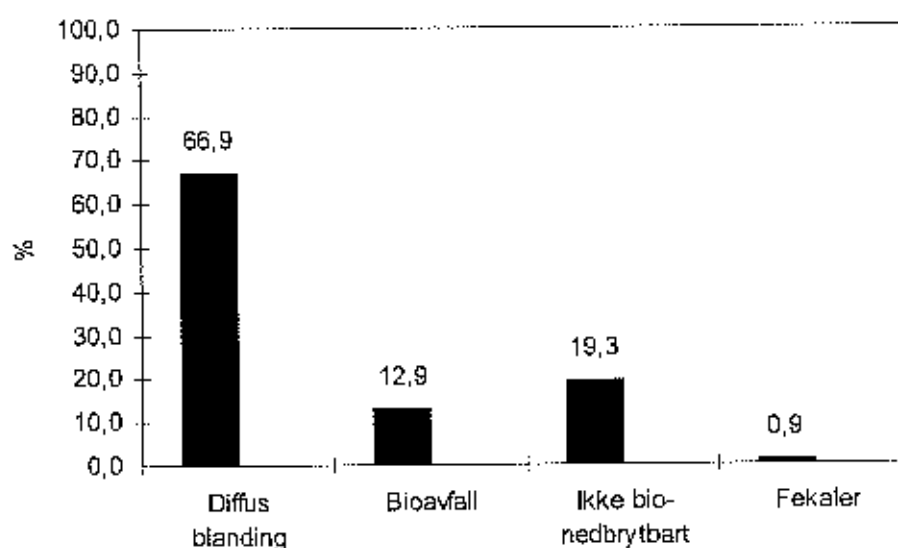
Figur 4.2. Sammensetning av ristgods i tørrvekt ved Fjellfoten rensanlegg.



Figur 4.3. Sammensetning av ristgods i tørrvekt ved Holmestrand rensanlegg.



Figur 4.4. Sammensetning av ristgods i tørrvekt ved RA-2.



Figur 4.5. Sammensetning av ristgods i tørrvekt ved VEAS.

Den største fraksjonen i alle ristgodsprøvene var diffus blanding. Målt i % av tørrvekt varierte fraksjonens andel mellom 62,5 og 80,8 %. Den største andelen ble funnet på Fjellfoten, mens den laveste andelen ble funnet i Holmestrand.

Innholdet av bioavfall i tørrvekt varierte mellom 7 og 14,1 %. Her var det mest i ristgodset fra Holmestrand og minst i prøven fra Fjellfoten.

Den største mengden ikke biologisk nedbrytbart materiale ble funnet i ristgodset fra VEAS (19,3 % av tørrvekt), mens andelen var minst i prøven fra Fjellfoten (6,6 %).

Andelen av fekalier var størst i prøven fra Holmestrand (7 %), mens den var minst i prøven fra VEAS (0,9 %).

Ut fra dette kan det tolkes at oppholdstid på nettet har betydning for ristgodset på nettet. Særlig kommer dette til uttrykk ved å sammenligne ristgodssammensetningen i Holmestrand og på Fjellfoten. Mengden bioavfall og fekalier var betydelig større i Holmestrand enn på Fjellfoten noe som indikerer at det har skjedd en god del oppløsning eller nedbrytning på nettet i Nes. Dette er for såvidt dokumentert ettersom Fjellfoten har måttet iverksette luktiltak på tilløpet.

VEAS hadde forholdsvis stor andel bioavfall, men lite fekalier. Dette kan tyde på at mye bioavfall vaskes ut fra fekalier under transporten.

Den største mengden ikke bio-nedbrytbart materiale ble funnet på "byanleggene" VEAS (19,3 %), Holmestrand (16,3 %) og Alvim (14,5 %).

I alle prøvene var glødetapet forholdsvis høyt og varierte i området 84,7 til 92,6 % av tørrstoffinnholdet. Dette betyr at tørt ristgods inneholder en god del energi som kan nyttiggjøres f.eks. ved brenning.

Glødetapsanalysen tar imidlertid med alt som kan oksyderes i glødeovn (plast m.v.) På denne måten gir ikke analysen uttrykk for hvor stor del som er biologisk nedbrytbart. Trekkes innholdet av ikke biologisk nedbrytbart materiale ut, er det imidlertid mulig å estimere denne fraksjonen. Dette fremgår av tabellen nedenfor.

Tabell 4.5. Fraksjoner av glødetap(GLT) i ristgods

	GLT i ristgods (% av TS)	Bionedbrytbart i ristgods (% av TS)
Alvim	84,7	71,6
Fjellfoten	92,6	85,7
Holmestrand	89,8	74,8
RA-2	85,3	72,1
VEAS	90,8	72,8

Med biologisk nedbrytbart menes i dette tilfelle hva som er mulig teoretisk. I praksis vil det ikke være mulig å bryte ned med enn 50-60 % f.eks. ved kompostering eller anaerob nedbrytning. Fraksjonen som er definert som bioavfall og fekalier vil kunne brytes ned 80-90 %. En noe begrensende faktor vil være innholdet av papir. Dette er imidlertid papir som er finfordelt og derfor forholdsvis lett tilgjengelig biologisk.

Innhold av tungmetaller og kjemisk sammensetning av ristgods.

Tabell 4.6 viser kjemisk sammensetning av ristgodset fra de 5 avløpsrenseanleggene basert på 1 blandprøve (tatt over 1-2 timer) fra hvert anlegg.

Tabell 4.6. Kjemisk innhold i ristgods

PARAMETER	Enhet	Ristgods Alvim	Ristgods Fjellfoten	Ristgods Holmestrand	Ristgods RA-2	Ristgods VEAS	Slam i Norge*
pH		6,6	6,5	6,1	6,1	6,2	
Tørrestoff	%	10,5	11,6	10,1	10,3	12,1	
Glødetap	% av TS	82,9	90,8	84,5	90,3	91,7	
Kj.d.- N	% av TS	2,86	2,06	3,14	2,07	2,15	
NH ₄ -N	mg/100 gTS	294	93,5	214	19,8	243	
NO ₃ + NO ₂	mg/100 gTS	2,2	3,8	< 3,7	< 3,3	7,9	
P	% av TS	0,79	0,42	0,54	0,41	0,42	
K	% av TS	0,33	0,2	0,28	0,18	0,16	
Ca	% av TS	1,02	1,03	0,95	0,93	0,92	
Mg	% av TS	0,27	0,19	0,2	0,13	0,12	
Tungmetaller							
Cd	mg/kg TS	0,58	0,54	0,52	0,52	0,48	1,4
Pb	mg/kg TS	16	20,1	<15	<7,5	<7,5	35
Hg	mg/kg TS	0,77	0,77	0,46	0,42	0,20	1,5
Ni	mg/kg TS	19,1	16,5	8,3	4,9	18	16
Zn	mg/kg TS	240	288	209	112	89,4	356
Cu	mg/kg TS	91,4	121	196	31,7	109	247
Cr	mg/kg TS	42,7	31,2	17,9	8,4	36,4	31

Analysert ved Jordforsk, Landbrukets analysesenter

* Gjennomsnittlig innhold i slam i Norge iht. TA 1296: "Avløpsslam og miljøgifter" utgitt av SFT i februar 1996

Innholdet av tungmetaller er generelt lavt i ristgods. Alle verdier ligger med god margin innenfor kravene til kompostklasse II i gjødselvarerforskriften/slammforskriften. Analysene viser at det er kun noen få overskridelser om å gjøre for å tilfredsstille kompostklasse I. Overskridelser av kompostklasse I er uthvøyt.

Ristgods er derfor ikke mer problematisk i disponeringssammenheng enn vanlig avløpsslam hva gjelder tungmetallinnhold.

Volumvekter av ristgods

Det ble også tatt målinger av volumvekter av ristgods som ble tatt ut direkte på rista.

Tabell 4.7. Tørrstoff og volumvekter av ristgods

	TS (%)	Volumvekt (kg/l)
Alvim	12,4	1,05
Fjellfoten	12,6	0,85
Holmestrand	11,6	-
RA-2	13,0	0,84
VEAS	12,2	0,618

Tørrstoffprosentene er ikke representerbare for utkjørt ristgods ettersom de fleste anlegg hadde avvanning av ristgodset. Etter avvanning ble det opplyst at ristgodset hadde tørrstoffinnhold i området 15 - 20 %.

4.4 SAND FRA SANDFANG I RENSEANLEGG

Under befaringsrundene til de 5 avløpsrenseanleggene for ristgodskartleggingen, ble det også tatt prøver av sand fra sandfang. Prøvene ble tatt ut fra samlecontainere eller transportbånd dvs. etter at mesteparten av vannet var rent av. Det ble tatt ut 3-4 liter sand fra hvert anlegg. Prøvene fra sandfang må karakteriseres som bedre gjennomsnittprøver enn prøvene av ristgods. Sand i sandfang omblandes under sedimentasjonen over en viss periode og omblandes under videre transport. Likevel må det understrekes at prøvene maksimalt dekker 1-2 dagers «produksjon». Representativiteten må vurderes deretter.

Det var ikke tid til å studere sandfangfunksjonen i detalj under befaringen.

Tabell 4.8 Fysiske parameter i sand fra sandfang

	TS (%) i sand	GLT (% av TS)	Volumvekt i våt masse (kg/l)
Alvim	79,0	6,6	1,32
Fjellfoten	22,8	85,6	0,65
Holmestrand	21,6	87,9	0,78
RA-2	59,1	24,5	0,97
VEAS	42,0	61,6	0,83

Som tabellen over viser var det store forskjeller mellom de besøkte renseanleggene.

Tørrestoffinnholdet varierte mellom 21,6 og 79 % og glødetapsanalysene varierte i området 6,6 og 87,6 % av TS. Det mest påfallende med disse analysene er at G.T i sand er på nivå med ristgods ved enkelte anlegg. Det som særlig preger sand med mye organisk materiale er mye synlig grønnsaksrester. Visuelt kunne det ikke registreres papirester, men forholdsvis tung materiale bl.a. tyggegummi. Også de målte volumvektene viser at høyt innhold av organisk materiale gir lave verdier.

Vi er overrasket over at flere renseanlegg har forholdsvis mye organisk materiale i sand fra sandfang. Årsakssammenhengen har vi ikke studert nærmere i dette prosjektet, men det er et spørsmål om hvordan ristfunksjonen styres, riktig dimensjonering og luftinnblåsing m.v. Det synes som om det vil være mye å hente ved å blåse ut mer organisk materiale slik at en større andel havner i slammet.

Sanden er sammenlignet med ristgods en mye mer homogen masse. Det typiske sammensetning er forholdsvis mye grovpartikulære sandkorn iblandet synlig mais, erter, kjerner fra frukt og bær med noe tyggegummi her og der.

Tabell 4.9. Kjemisk innhold i materiale fra sandfang (i prøve pr anlegg)

Parameter	Enhet	Alvim	Fjellfoten	Holmestrand	RA-2	VEAS
pH		6,7	5,7	5,0	5,9	6,6
Tørrestoff	%	79,8	22,9	23,1	63,6	40,5
Glødetap	% av TS	6,06	86,0	87,4	19,5	61,8
Kj.d.- N	% av TS	0,14	2,81	3,24	0,6	1,74
NH ₄ -N	mg/100 gTS	0,6	15,4	55,8	4,3	4,7
NO ₃ + NO ₂	mg/100 gTS	0,3	3,4	<1,7	< 0,4	2,7
P	% av TS	0,09	0,26	0,34	0,13	0,28
K	% av TS	0,06	0,12	0,11	0,11	0,1
Ca	% av TS	0,28	0,81	0,71	0,32	1,54
Mg	% av TS	0,20	0,24	0,17	0,37	0,58
Tungmetaller						
Cd	mg/kg TS	0,20	0,33	0,32	0,26	0,60
Pb	mg/kg TS	11,7	31,9	<15	20,4	159
Hg	mg/kg TS	0,43	0,53	0,07	0,35	0,33
Ni	mg/kg TS	9,1	11	6,2	13,3	12,5
Zn	mg/kg TS	103	212	140	134	350
Cu	mg/kg TS	35,8	177	101	96	166
Cr	mg/kg TS	7,3	37,3	24	12	32

Analysert ved Landbrukets analysesenter

Sand fra sandfang inneholder i likhet med ristgods generelt lite tungmetaller. Sand fra 3 av 5 anlegg kan med god margin plasseres i kompostklasse I ut fra tungmetallinnhold.

For et av anleggene var det en forholdsvis klar overskridelse for bly. Blyinnholdet i denne prøven var nærmere kompostklasse 3 enn 2. Vi må understreke at dette dreier seg om en øyeblikksprøve fra hvert anlegg.

4.5 RESSURSVERDI

Sett ut fra et ressursmessig synspunkt har ristgods, sand fra sandfang og silgods et gjenbrukspotensiale.

Til forskjell fra kjemisk felt avløpsslam inneholder disse massene ikke kjemisk tungt bundet fosfor, men organisk forholdsvis lett plantetilgjengelig fosfor. Fosfor er en knaphetsressurs i verdenssammenheng. Utfra en pris på fosfor omkring kr. 20,- pr kg kan en her operere med en ressursverdi for et tonn tørr vare i området:

- Ristgods: 80 - 160 kr/tonn TS,
- Sand: 20 - 70 kr/tonn TS,
- Silgods: 40 - 120 kr/tonn TS.

Det må understrekes at priser relatert til innhold av plantenæringsstoffer er teoretiske. Det er neppe sannsynlig at markedet er villig til å betale denne prisen hvis en sammenligner med handelsgjødsel som har en mye sikrere virkning på plantevekst.

Nitrogenet i disse materialene vil stort sett være organisk bundet og vil ikke være umiddelbart plantetilgjengelig, men vil frigjøres på sikt.

Innholdet av organisk materiale vil ikke utnyttes i ubehandlet form. Behandles ristgods, sand (med mye organisk materiale) og silgods til et vekstmedie med høye kvaliteter bør dette kunne omsettes i et prisnivå i området 60 - 120 kr/tonn levert som tonnware. **Behandlingskostnadene for å oppnå en slik kvalitet vil imidlertid være markert høyere enn det antydde prisnivået (ressursverdien).**

5.0 AKTUELLE LØSNINGER FOR BEHANDLING AV SIL OG RISTGODS

5.1 HVOR OG HVORFOR BYGGES SILANLEGG OG RISTANLEGG?

5.1.1 Innledning

Før aktuelle behandlings- og disponeringsløsninger drøftes for sil- og ristgods vil det være nyttig å liste opp hvorfor sil og ristanlegg bygges, hvor disse typer anlegg normalt bygges og hvilken øvrig struktur det normalt finnes innen slam og avfallsbehandling i disse områdene. En slik oversikt vil gi et bedre grunnlag for å vurdere ulike løsninger og løsningsprinsipper hvor selve behandlingen av sluttproduktet ikke nødvendigvis er hovedproblemstillingen.

5.1.2 Målsetting for bygging av silanlegg ved utslipp til gode sjøresipienter.

Ved utslipp til gode sjøresipienter stiller miljøvernmyndighetene krav til rensing ved bruk av minimum slamavskiller, sil med spalteåpning på 1 mm eller mindre, eller utstyr som kan dokumentere minst like god renseeffekt som sil med spalteåpning på 1 mm.

Målsettingen med kravet er å først og fremst å redusere forsøpling og redusere nedslammingen av bunnområdet ved utslippet. Skal dette oppnås må silen fjerne en vesentlig del av sedimenterbart stoff dvs silgodset og slam fra slamavskillere vil få betydelige likhetstrekk.

5.1.3 Målsetting for bygging av rister som forbehandling ved høygradige renscanlegg.

Forbehandling av avløpsvann har til formål å fjerne stoffer fra råvannet som ellers ville kunne skape driftsmessige problemer i de etterfølgende rensetrinn. Typiske objekter som bør skilles ut i forbehandlingen er papir, plastgjenstander (korker, plastposer osv), trebiter, filler, kaffegrut, sand og grut.

Konkret betyr dette at det i utgangspunktet ikke er ønskelig å ta ut mer enn det som normalt omtales som avløpssjøppel når det installeres en rist som forbehandling. Øvrig organisk stoff og sedimenterbart stoff som tas ut vil være en form for "biprodukt" som følger med uten at det er nødvendig for å oppfylle målsettingen med installasjonen av risten.

Utviklingen de senere årene har imidlertid gått i retning av rister som stadig tar ut en større del av den uskilnbare fraksjonen i avløpet. Dette gjøres for å redusere belastningen på etterfølgende rensetrinn, men resulterer samtidig i økt mengde

ristgods med et høyt innhold av organisk stoff og relativt sett lavere innhold av avløpssjøppel. Samtidig kan det se ut som om det er lettere å få et lavt innhold av organisk stoff i sanden fra sandfanget der det brukes rister som tar ut en stor andel av den utskillbare fraksjonen.

5.1.4 Hvor bygges silanlegg og ristanlegg og hvilke typer slambehandling er vanlig i disse områdene.

I hovedtrekk bygges silanlegg og ristanlegg i to hovedområder. Disse er:

- Silanlegg bygges vanligvis i områder hvor det stilles krav om mekanisk rensing ved utslipp til gode sjøresipienter. I praksis er dette langs kysten fra Sørlandet og videre nordover.
- Ristanlegg brukes i hovedsak som forbehandling ved høygradige renseanlegg. Slike anlegg finnes i innlandsområdene, langs Oslofjorden og nedover mot Sørlandet samt i enkelte av kystområdene videre nordover.

Eksisterende løsninger for innsamling av slam og viderebehandling av slam i områder med gode sjøresipienter og krav til mekanisk rensing – "typiske silanleggområder" og områder med krav til høygradig rensing – "typiske ristemråder" er slik vi kjenner til det vesentlig forskjellig. Disse forskjellene er forsøkt beskrevet nærmere slik at betydningen av disse kan trekkes inn i vurderingen av aktuelle løsninger.

Eksisterende slamhåndtering i typiske "silanleggområder" kan oppsummeres som følger:

- Hoveddelen av slammet kommer fra slamavskillere. Slammet avvannes ved den enkelte slamavskiller eller kjøres inn til et sentralt avvanningsanlegg. Forbehandlingstrinn før avvanningen brukes i liten grad dvs det avvannede slammet inneholder normalt alt avløpssjøppelet som er i avløpsvannet. Videre behandling av slammet må ta hensyn til innholdet av avløpssjøppel, og inneholde akseptable løsninger for å fjerne dette dersom sluttproduktet skal disponeres til jordforbedring.

Eksisterende slamhåndtering i typiske "ristanleggområder" kan oppsummeres som følger:

- Hoveddelen av slammet kommer fra høygradige renseanlegg hvor forbehandlingstrinnene på anleggene fjerner avløpssjøppel. Slamhåndteringen for slam fra slamavskillere integreres ofte i et høygradig renseanlegg, enten ved tilsetning av septikslam på nettet eller i et eget mottakstrinn på renseanlegget hvor slam fra slamavskillere gjennomgår en forbehandling.

Det vesentlige av slammet fra disse områdene inneholder derfor ikke avløpssjøppl når det forlater avløpsrenseanlegget, og skal inn i den videre slambehandling. Behandlingsanleggene for stabilisering og hygienisering vil derfor normalt ikke inneholde eget trinn for fjerning av avløpssjøppl.

5.1.5 Oppsummering forutsetninger

	"Typisk ristområde"	"Typisk silområde"
Geografi	Innlandet. Oslofjorden ned mot Sørlandet. Enkelte kystområder	Kystområdet med gode sjøresipienter - fra Sørlandet og nordover
Målsetting med rist- og silanlegg	Målsettingen med rister er å fjerne avløpssjøppl	Målsettingen med silanlegg er å fjerne avløpssjøppl og en betydelig andel av sedimenterbart stoff.
Slam fra slamavskillere	Slammottak knyttet til høygradige renseanlegg. Avløpssjøppl fjernes på renseanleggene.	Avvannes på stedet eller ved sentralt anlegg. Normalt ingen forbehandling som fjerner avløpssjøppl
Karakterisering av rist- og silgods.	Ristgods har et høyt innhold av organisk stoff, men inneholder også en høy andel avløpssjøppl	Silgods kan sammenlignes med avvannet slam fra slamavskillere. Både silgods og slam fra slamavskillere inneholder avløpssjøppl.
Kons. for stabliserings-/hygieniseringsanlegg for slam ved mottak av rist/silgods.	Mottak av ristgods vil kreve en egen forbehandling eller egen behandlingslinje for å unngå å blande avløpssjøppl i det øvrige slammet.	Mottak av silgods forventes å gi små problemer - må kunne inngå direkte i behandlingsanlegget for slam som uansett må fjerne avløpssjøppl.

Kommentar ristanlegg:

Rister bygges for å fjerne avløpssjøppl. Ristanleggene tar også ut en forholdsvis høy andel organisk stoff og lignende som ikke er avløpssjøppl.

Problemstillingen knyttet til ristgods vil være aktuell å håndtere etter 3 hovedstrategier. Disse er:

Strategi 1

Utforme og bygge ristanlegget kun for å fjerne avløpssjøppl. Avløpssjøppl deponeres eller forbrennes.

Strategi 2

Fjerne avløpssjøppl ved å "gjemme" det i slammet for eksempel ved bruk av kvern.

Strategi 3

Behandle ristgods i egnet behandlingsanlegg f.eks forbrenning, kompostering, langtidslagring etc

5.2 OVERSIKT BEHANDLINGSMETODER

5.2.1 Generelt

Ristgods - silgods

Silgods kan karakteriseres som slam hvor avløpssøppelet ikke er fjernet. Silanleggene ligger ofte i områder hvor det vesentlige av slammet inneholder avløpssøppelet (septikslam og slam fra store slamavskillere) – behandlingsløsningene for slam og silgods vil derfor ofte være de samme.

Ristgods danner utgangspunktet i drøftelsen av de ulike behandlingsløsninger da dette anses mest problematisk. Vurderingene gjelder imidlertid også silgods da silgods og ristgods er mer like enn hva en hadde forventet.

Utgangspunkt

Resultatene fra karakteriseringen av ristgods viser at dette inneholder mye organiske materiale, og en stor del av dette er biologisk nedbrytbart. Analysene har også vist at materiale inneholder en god del fraksjoner som er viktige å ta hensyn til under vurdering av behandlingsalternativer.

Er målsettingen å fremstille et produkt som kan distribueres, er det en betingelse at rist- og silgodset stabiliseres og hygieniseres slik at det tilfredstiller kravene i gjødselvare/slamforskriftene.

Dersom kostnadene – samfunnskostnader eller miljøkostnader – for å framstille et produkt blir urimelig høye vil målsettingen innrettes mot å velge behandlingsløsninger som redusere negative miljøkonsekvenser f.eks utslipp av klimagasser.

5.2.2 Kompostering

Generelt

Ut fra sorteringsanalysene er det mye som tyder på at de nedbrytbare fraksjonene i ristgodset vil være lette å bryte ned biologisk. Likevel må det presiseres at ristgods slik det foreligger i avvannet form fra renseanleggene (15-20 % TS) ikke kan komposteres uten tilsetning av strukturmateriale som hever tørrstoffprosenten til minimum 30 % (helst 35 % TS). Dette er en betingelse for at aerob kompostering skal komme i gang. Videre har ristgodset forholdsvis lavt C/N-forhold, noe som indikerer at det bør benyttes et strukturmateriale som gir et tilpasset C-tilførsel.

Ved hjelp av beregningsmodeller er det funnet at det må tilsettes ca 500 kg tørt malt hageavfall og 300 kg tørr granbark for å være sikker på å oppnå god kompostering av 1000 kg ristgods (17 % TS). Dette betyr at volumforholdet mellom ristgods og strukturmateriale bør være omlag 1:2.

Med en vellykket kompostering med f.eks. en intensiv periode på 3-4 uker og en ettermodning på minimum et ½ år under gunstige betingelser bør det være mulig å redusere totalmassen til ca 900 kg med et volum på nesten 2000 liter.

Uansett vil komposteringen av et såpass fuktig materiale som ristgods gi en volumøkning av totalmassen ved å bruke denne metoden. Dersom vanninnholdet i ristgodset halveres f.eks. med avvanning til over 30 % TS vil behovet for strukturmateriale falle betydelig og dermed også sluttmengdene.

Velges kompostering som behandlingsløsninger er det aktuelt å behandle hele mengden dvs. også ikke nedbrytbart materiale. Hvis det skal fremstilles et kompostprodukt av høyverdig kvalitet er det da nødvendig å skille ut fremmedfraksjonene ("avløpssøppelet") etter komposteringen.

Dette betyr at massen er tørr nok til finsikting og vindsikting. Skal en slik sikting lykkes bør ferdig omdannet kompost ha høyt et tørstoffinnhold dvs mellom 40-50 % TS. Skal en være sikker på et godt resultat betyr dette at komposten ikke bør lagres utendørs i tida før sikting.

Hvis formålet med kompostering først og fremst er å redusere mengden vil den viktigste innsatsfaktoren være å sørge for bedre avvanning av massen før kompostering, slik at behovet for strukturmateriale blir mindre. På denne måten kan det være mulig å halvere volumet.

Komposteringsforsøk

For å vurdere komposterbarheten er det utført enkle tester med kompostering av silgods, ristgods og sand fra sandfang. Betingelsene, opplegget og resultatene av disse forsøkene er beskrevet i bilag 5. Basert på den noe forenklete gjennomføringen gir utprøvingene grunnlag for å konkludere med at ristgods, sand fra sandfang og silgods kan komposteres fram til sluttprodukter som bruksmessig er fullt på høyde med annen kompost. Kompostering av silgods ser ut til å kreve noe lengre kompostering enn ristgods og sand fra sandfang.

5.2.3 Anaerob nedbrytning

Den mest vanlige og minst problematiske metoden (sett ut fra et biologisk synspunkt) er å foreta nedbrytningen i flytende form. Dette betyr at ristgodset må slutes opp i vann slik at det er pumpbart. Dette betyr i realiteten at ristgodset bør kuttes opp og blandes med væske.

Likevel ansees det som svært sannsynlig at massen vil kunne tette pumper og skape problemer for omrøringen, varmeveksling m.v. Ristgods er ikke et homogent materiale og består av stoffer med svært ulik egenvekt. Dette kan bety at det vil skape problemer med bunnfall og flyteslam i en utråtningsstank.

(Det er ikke uten grunn at renseanlegg vektlegger ristfunksjonen for å unngå problemer i slambehandlingen).

Hvis det antas at 50 % av det organiske materialet i ristgodset omdannes til biogass i løpet av 20 dagers utråtningsperiode vil 1 tonn ristgods (17 % TS) kunne gi 141 kWh målt som energiinnhold i brennbar gass. En utråtningsperiode kan bety at tørrstoffmengden reduseres med omlag 50 %. Sluttproduktet vil være en væske med høyt innhold av næringsstoffer. Sluttbeholdning til jordbruk eller grøntarealer krever at "avløpssøppelet" skilles ut, massen hygieniseres og avvannes.

Hvis et egnet opplegg velges vil anaerob nedbrytning av ristgods i fast fase være mindre problematisk rent mekanisk. Imidlertid er det ingen enkel oppgave å lykkes med en stabil og god gassproduksjon i en slik substans. Det finnes nå eksempler på at større anlegg av denne typen (for våtorganisk avfall) er lagt ned bl.a. i Danmark.

Ut fra forventede tekniske problemer med denne behandlingsmetoden har vi valgt å se bort fra anaerob nedbrytning for separat behandling av ristgods.

5.2.4 Kokning og anaerob nedbrytning(omsetning)

Metoden som i første rekke regnes som en forbehandling av våtorganisk avfall, har vært under utvikling av en norsk bedrift i 2-3 år. Behandlingsmetoden er utviklet som en forbeholdningsmetode for anaerob nedbrytning av våtorganisk materiale.

Behandlingen forutsetter oppløsning av kvernet avfall i kokende vann. Etter kokingen skilles tungt bunnfall ut. Utskilling av flytestoffer kan være aktuell etter kokingen eller etter utråtningsperioden. Suspensjonen ledes deretter til utråtningsstank. Ved behandling av våtorganisk avfall oppnås nedbrytning av 50-60 % KOF under dannelse av biogass.

Etter utråtningsperiode skilles flytestoffer ut (plast m.v.). Deretter avvannes suspensjonen, og størstedelen av væsken resirkuleres. Det faste materialet etter avvanning komposteres problemfritt så og si uten tilsetning av strukturmateriale.

Så vidt vi har erfart er ikke metoden prøvd med hverken ristgods, sand fra sandfang eller silgods. Bedriften ser ingen problemer med å behandle både ristgods og silgods på denne måten.

Denne kombinasjonsmetoden bør foretrekkes i fall anaerob behandling skal være hovedbehandling. En skal ikke se bort fra at denne forbeholdningen kan være aktuell på anlegg som allerede har råtnetanker slik at ristgods og slam kan behandles sammen. Vurdert som separat behandlingsmetode for ristgods vil vi neppe vurdere den som aktuell ettersom investeringsrammen forventes å bli forholdsvis høy.

5.2.5 Våtkompostering

Våtkompostering av ristgods betinger i likhet med anaerob nedbrytning av massen oppsluttes i vann til en tilpasset TS f.eks. 5-8 %. Prosessen er på langt nær så vanskelig å styre som anaerob behandling. Hvis den styres riktig vil den gi hygienisering og stabilisering under ett. Det som vil være kritisk er at lufttilførsel, omrøringssystemene og pumpene er bygd på en slik måte at de ikke går tette - særlig pga filleoppbygging. På samme måte som ved anaerob nedbrytning vil tørrstoffinnholdet kunne reduseres med omlag 50 %. Sluttproduktet vil være en væske med høyt innhold av næringsstoffer. Hvis det skal slutt disponeres til jordbruk eller grøntarealer må "avløpssøppelet" skilles ut, massen hygieniseres og avvannes.

5.2.6 Termisk tørking

Termisk tørking kan være en mulig metode for å stabilisere og hygienisere ristgods. Dette krever at ristgodset tørkes til minst 85 % TS i et system som sikrer at alt slammet eksponeres for høye nok temperaturer til å sikre hygienisering. Innhold av plast kan skape en del problemer ettersom den sannsynligvis vil smelte eller endre form i tørkeprosessen. Dette vil sannsynligvis skape driftsproblemer i f.eks. i en tradisjonelle slamtørke (Rotadisc, Multicoil).

Under tørkingen vil en god del av ristgodset smuldre pga av de mekaniske krefter ristgodset utsettes for. Dette vil gi mulighet for å sikte ut større partikler i tørket vare.

Energibehovet for å tørke ristgods slik det vanligvis foreligger på renseanleggene vil være stort. For å tørke 1 tonn ristgods med 17 % TS til en stabil tørrstoffprosent dvs. 85 % TS kreves 660 kWh.

Tørker kan leveres i mange størrelser. For behandling av små kvanta er ikke de tradisjonelle slamtørkene særlig bygningsmessig krevende. Kan tørking kombineres med et eksisterende fyringsanlegg med tilstrekkelig kapasitet vil vi vurdere dette alternativet som interessant også for mindre og mellomstore anlegg. Det bør også være et tilrettelagt system for disponering av tørkeluft.

Ved å tørke massene vil en kunne redusere tonnasje med opptil 4-5 ganger og øke lagringstiden på anlegget betydelig. Dette betyr vesentlig besparelser for transport og ved deponering eller forbrenning.

5.2.7 Forbrenning

Ettersom ristgods direkte fra et renseanlegg har lav TS vil det ikke brenne uten tilskuddsenergi. For å kunne brenne ristgods må det derfor tørkes/avvannes på forhånd eller brennes med tilskuddsenergi f.eks. olje, flis e.l.

Sett ut fra glødetapsanalysene indikerer disse at ristgods har høy brennverdi i tørt form. Dersom det antas at brennverdien er på nivå med biologisk slam dvs. 20 MJ/kg TS må det avvannes/tørkes til 30-31 % TS for å brenne i virvelsjiktovn med energibalanse. Beregningen forutsetter ikke varmegjenvinning.

For tiden er forbrenning det mest aktuelle alternativet for behandling ved siden av deponering på fyllplass. Vi anser ikke metoden for aktuell behandlingsform på rensanleggene. Den mest aktuelle måten å gjennomføre forbrenningen på er å levere til et av de 6-7 forbrenningsanleggene som er godkjente avfallsforbrenningsanlegg.

5.2.8 Langtidslagring

Langtidslagring er en enkel og rimelig form for behandling. For å etablere langtidslagring kreves et relativt stort, usjenert og avrenningsikkert areal. Ved langtidslagring legges massene i ubehandlet form ut i relativt lave ranker.

Under lagringen vil det foregå en saktegående biologisk nedbrytning under produksjon av CO₂, vann, metan og luktgasser. De biologiske prosessene vil være en blanding av aerob omsetning i det ytterste sjiktet og en anaerob omsetning (bl. med metanproduksjon) i det indre av massen. Vann som ikke absorberes i massen vil renne av til grunnen eller på overflaten. Den lave biologiske aktiviteten vil ikke gi vesentlig varmeutvikling. Dette kan bidra til at massen fryser til i kuldeperioder. Ved opptining vil det skje en frostavvanning som kan være positiv for videre nedbrytning.

Et mål med langtidslagringen er at materiale av kostnadmessige årsaker skal ligge mest mulig urørt over lang tid. Imidlertid vil et par vendinger i løpet av 2-3 år i betydelig grad øke muligheten for nedbrytning.

Under en riktig utført langtidslagring vil det være mulig å få brutt ned og omformet mesteparten av uønsket organisk materiale til mørk jordlignende materiale. Denne nedbrytningen vil imidlertid føre til at uønsket materiale plast m.v. blir mer fremtredende. Før evt. resirkulering bør materiale få tørke slik at det er mulig å sikte ut uønskede fragmenter.

Med enkle tiltak som å tippe massen på sjikt (15-20 cm) med porøs organisk masse f.eks. grov flis eller bark vil nedbrytningsprosessen gå raskere. Med et slikt lag i bunnen vil overskuddsvann lettere dreneres ut og luft komme til. Videre anbefales det å legge en overdekking med kompostert materiale, f.eks. blandet med bark. Hvis dette sjiktet, som må være tilstrekkelig porøst, legges ut i 20-30 cm tykkelse vil både utstrømmende luktgasser og mesteparten av metangassen brytes ned ved passering.

Etablering av langtidslagring betinger en beliggenhet der luktutslipp er uproblematisk. Dette kan være et problem i forholdsvis tett befolkede områder.

Hvis ikke grunnen på stedet har gode drenerende egenskaper og selvrensing må stedet sikres mot avrenning på annen måte.

Sigevannet fra massene vil bestå av løst organisk materiale (organiske syrer), ammonium og andre vannløselige forbindelser.

Eftersom metoden ikke er spesielt ressurskrevende og kan f.eks. tilpasses på en eksisterende fyllplass, har vi valgt å belyse denne metoden nærmere.

5.3 ANDRE METODER (OPPMALING, VASKING ETC)

5.3.1 Kvern

Kvern er i bruk ved en god del avløpsrenseanlegg med god erfaring. Prinsippet ved kverning er nedknusing av avløpssøppelet slik at det ikke forårsaker problemer i den etterfølgende rensprosessen. Hvorvidt denne nedknusingen er tilstrekkelig til å hindre visuell forøpling av et jordforbedringsprodukt er mer usikkert.

5.3.2 Vasking

Hensikten med å vaske ristgodset er å sitte tilbake med kun avløpssøppelet, mens næringsstoffer og organisk stoff føres videre i rensanlegget og kan tas ut sammen med det øvrige slammet i anlegget. Avløpssøppelet forutsettes levert til deponi eller forbrenning etter vasking.

Vasking for å fjerne organisk stoff og næringsstoffer som kan løses opp vil være mulig ved:

1. Montering av egen vaskeenhet for å vaske ristgodset etter dette er tatt ut fra risten.
2. Montering av spyleutrustning på rista som spyer av organisk stoff som lar seg løse opp.

I markedet finnes løsninger for spyling av ristgods. Erfaringer fra slike løsninger er ikke kjent, men ut fra de prinsipper en slik løsning bygger på må det kunne forventes at driftsikre løsninger enten er eller vil komme i markedet.

Ut fra det vi har registrert i analysene er det opplagt at mye materiale kan løses opp ved en slik behandling. Særlig vil et slikt system gi mulighet for å vaske ut fekaler og sørge for neddeling av bioavfall. Det vil også løse opp papir effektivt.

Ved spyling direkte på rista er det viktig at stråleretningen stilles inn slik at ikke ristgodset faller ned. Strålekraften må ikke være så sterk at vanskelig materiale spyles inn mellom ristplatene og blir sittende fast. Vi ser for oss en løsning der det kan benyttes rensed avløpsvann.

På anlegg med mye fekalier og bioavfall i ristgodset vil et slikt system redusere ristgodsmengden en god del. På de fleste renseanleggene er bevegelsen på rista langsom dvs i området 15 cm pr. 3-7 minutt. Spylingen kan derfor konsentreres om et enkelt felt og behøver ikke være kontinuerlig.

Løsninger med montering av spyleutrustning på rista, er en interessant løsning som bør prøves ut i praksis med dokumentasjon av hvilken effekt som oppnås. Trolig er løsningen mest egnet på anlegg med liten spalteåpning. På anlegg med stor spalteåpning – større enn 5 mm – vil mest sannsynlig en for stor andel av avløpssøppelet bli spylt gjennom.

5.4 SAND FRA SANDFANG - FELLES BEHANDLING MED RISTGODS.

5.4.1 Anlegg med mye organisk materiale i sand

Analysene av ristgods og av sand fra sandfang med mye organisk materiale har mange likheter.

Det er små forskjeller både i innhold av organisk materiale, volumvekt, tungmetallinnhold m.v. På disse anleggene ser vi ingen grunn til at rist og sand bør skilles i den videre håndtering og behandling.

Det viktigste tiltaket her er å sørge for høyere tørrstoffinnhold i ristgodset f.eks. med bedre avvanning. Blandingen vil være lett å kompostere hvis det nyttes riktige mengder og kvaliteter av strukturmateriale, og med lett opptørring vil den ved brenning gi energibalanse.

Har anlegget ønske om å redusere rist- og sandmengdene er det sannsynligvis mye å hente med enkle tiltak som blant annet kjøremønster for rist, spyling av ristgodset og optimalisering av lufttilførselen til sandfang. Dette kan imidlertid bety at innholdet av lett nedbrytbare organiske materiale reduseres. Dette betyr at brennverdi og "kompostenergi" blir mindre. En følge av slike tiltak vil være at slammengden sannsynligvis vil øke - noe som har både positive og negative sider.

Hvis anlegget har valgt å kompostere slam bør det vurderes om sand fra sandfang kan komposteres i samme blandingen. Sand i den ferdige komposten vil bidra til å forbedre sluttproduktet. Vi ser bort fra at ristgods og sand kan kobles sammen med andre vanlige former for slambehandling. Dette vil virke forstyrrende på prosessen og skape problemer driftsmessig.

En ulempe med å skille ristgods og sand vil være at det vil være behov for ekstra plass til f.eks. en ekstra container. Dette vil bety at også interne transportlinjer må legges om. Vår erfaring tilsier at det må relativt store ombygginger til for at dette skal være mulig.

5.4.2 Anlegg med "ren" sand i sandfanget

Noen av de anleggene som er besøkt har ristgods som ikke avviker vesentlig fra gjennomsnittet, men har sand som har betydelig lavere innhold av organisk materiale (helt ned til vel 6 % GLT). Sand med så lite organisk materiale har hverken brennverdi eller "kompostenergi". Den inneholder like fullt stoffer som i avløpsslam og bør behandles dersom den skal brukes til nytteformål uten å gi luktulempen eller utgjøre en hygienisk risiko. Det er her nærliggende å tenke seg en enkel tørking som gir tilstrekkelig hygienisering (og stabilisering). En skulle tro det finnes anvendelse av slik sand f.eks. ved bygging av veier, utfyllingsformål, dekkmasse på restavfallsdeponi etc.

Å behandle denne "rene" sanden sammen med ristgodset kan selvsagt gjøres men det vil øke behovet for strukturmateriale ved kompostering og svekke brennverdien ved forbrenning.

Deponering vil også være en god løsning for sand med lavt innhold av organisk stoff. I framtiden kan det komme krav fra miljøvernmyndighetene til tillatt innhold av organisk stoff i avfall som deponeres. Slike krav kan påvirke i hvilken grad deponering av sand fra sandfang er aktuelt.

5.5 LØSNINGER I ANDRE LAND

Innledning

Det har ikke lyktes å skaffe opplysninger av betydning om behandling og disponering av ristgods og silgods fra andre land. Kontakt med noen få fagmiljøer tyder på at deponering er mest vanlig.

Bionedbrytbart avfall til deponi i EU

Generelt i Europa går utviklingen mot at mindre og mindre bionedbrytbart avfall skal tilføres deponi.

Følgende trinnvise nedtrapping av bionedbrytbart avfall til deponi er foreslått i EU:

- Innen år 2002 tillates maks. 75 % av mengden bionedbrytbart avfall generert i 1993 deponert.
- Innen år 2005 tillates maks. 50 % av mengden bionedbrytbart avfall generert i 1993 deponert.
- Innen år 2010 tillates maks. 25 % av mengden bionedbrytbart avfall generert i 1993 deponert.

Den skisserte målsettingen vil medføre at det på sikt vil bli forbud mot deponering av betydelige deler av organisk avfall i Europa. I praksis vil den skisserte målsetting på sikt bety et forbud mot deponering av de fleste fraksjoner av bionedbrytbart avfall som enkelt lar seg kildesortere.

Inntrykk fra Sverige

I Sverige er ikke problemstillinger om gods fra rist og sandfang særlig aktuelt. Deponering på fyllplass er mest utbredt, men noen anlegg disponerer også til forbrenning. Forbudet mot organisk avfall til fyllplass iverksettes ikke før 2005 i Sverige, men de første sonderingene er i gang mht. fremtidig disponering. Det er mest sannsynlig av bedre avvanning med etterfølgende forbrenning velges av de fleste anleggene. Ettersom tettheten mellom forbrenningsanlegg i Sverige er relativt stor er dette en nærliggende sluttdisponering.

Meldinger om vellykket kompostering i norske forsøk synes å være interessant.
(Kilde: Prof. Peter Balmer, Ryaverken)

Inntrykk fra Danmark

København kommune har vært kontaktet for å få et inntrykk av hvordan ristgods og sand fra sandfang håndteres i Danmark. I København forbrennes ristgods, mens sand fra sandfang deponeres. Dette er en løsning som ser ut til å være vanlig i større kommuner, mens en del mindre kommuner deponerer eller behandler dette på andre måter. (Kilde: Villy Nielsen, København kommune)

6.0 KOSTNADER FOR ULIKE BEHANDLINGSLØSNINGER

6.1 KOSTNADER FOR AKTUELLE BEHANDLINGSMETODER

Kostnadsberegningen omfatter de metodene som kan synes mest aktuell for de fraksjoner som skal behandles.

6.1.1 Kompostering

Kompostering er en arealkrevende løsning. På området skal det være mottaksområde, komposteringsområde, ettermodningsareal, etterbehandlingsareal, opplastingsareal, oppstillingsplass for maskinelt utstyr og gode interne transportveier.

I fall formålet med komposteringen er å fremstille et akseptabelt sluttprodukt beregnet for jordforbedring må det på anlegget treffes tiltak mot kontaminering. Dette betyr at det må opereres med skitne og rene soner på anlegget. Videre må en regne med et relativt stort forbruk av strukturmateriale. Dette strukturmaterialet bør være forholdsvis lett nedbrytbart og følge med i sluttproduktet.

Rankekompostering

Beregningsmodeller viser at behandlingsskostnadene for et fullverdig rankekomposteringsanlegg med kapasitet for 230 tonn TS vil bli vil bli 6.000 kr/tonn TS hvis det skal fremstilles høykvalitet sluttprodukt. Er kravene til komposten mindre kan det være tilstrekkelig med 3.000 kr/tonn TS for samme mengde.

Det forutsettes ikke salgsinntekter fra komposten, tørr bark er beregnet innkjøpt til strukturmateriale, og det er ikke regnet inn utgifter med sikterest.

Er formålet med behandlingen å redusere mengden med sikte på senere deponering, bør en legge opp til et system med gjenbruk av strukturmateriale. Det bør da fortrinnsvis benyttes grov flis (av bartre) ved komposteringen. Dette betyr at innkjøpskostnadene til strukturmateriale blir mindre, men dette kan fort oppveies av den interne resirkuleringskostnaden. Videre må det regnes inn sluttdeponeringskostnader.

Kompostering i reaktor

Ved kompostering i lukket reaktor oppnås en raskere og sikrere nedbrytning. Dette betyr at den totale komposteringstiden kan reduseres ved at ettermodningen kan forkortes. Regnemodellen forutsetter bruk av en horisontal sakteroterende sylindrisk reaktor.

Beregningsmodeller viser at behandlingskostnadene for et fullverdig reaktorkomposteringsanlegg med kapasitet for 230 tonn TS vil bli vil bli 7.000 kr/tonn TS hvis det skal fremstilles høykvalitet sluttprodukt. Er kravene til komposten mindre kan det være tilstrekkelig med 5.000 kr/tonn TS for samme mengde.

Kompostering i deponi

En nyutviklet metode som nylig er under utprøving ved behandling av 6000 m³ biomasse har vist at det er mulig å kompostere relativt store mengder under ett. Systemet består av vertikale perforerte rør som er plassert i et mønster på deponiet. Via disse rørene, som har utmunning i bunnen av deponiet (4-5 meter), blåses luft inn i massen etter et bestemt opplegg. I løpet av 2-3 uker har det vist seg mulig å endre forholdene fra å være sterkt anaerobe med stort metanutslipp til å kompostere aerobt ved 50-60 °C.

Investeringen for denne behandlingen var omlag 1,5 mill. kr. Dette omfattet hele røropplegget for luft, utpumpingssystem for overskuddsvann fra deponiet samt et biologisk renseanlegg for utpumpet vann og overflatevann. Ved en del automatisering kan anlegget gå uten tilsyn over lang tid. Driftskostnadene er hovedsakelig strømutfgifter til luftvifte og sirkulering i renseanlegget. I stedet for at deponiet i lang tid skulle brytes ned anaerobt med stort metanutslipp, komposterer nå massene i løpet av måneder. Dette resulterer i en vesentlig volumreduksjon med påfølgende betydelig lenger levetid for deponiet.

I et mindre oppsett på en fyllplass bør et slik system kunne gjennomføres i liten skala. Dette betyr også betydelig lavere investeringskostnader. Mengden luktgasser har vist seg å være minimale, men som et sikkerhet bør det legges ut et passivt biologisk filter på overflaten.

Etter vår oppfatning vil det være fullt mulig å behandle gods fra rist, sandfang og sil på denne måten. Det er hevet over tvil at behandlingskostnadene blir moderate. Ferdig behandlet kompost kan graves opp, siktes i finsikt og vindsikt, evt. hygieniseres og lanseres for resirkulering.

6.1.2 Termisk tørking

Det er en del motstridende oppfatninger om termisk tørking kan regnes som en fullgod behandlingsform. Særlig gjelder dette om kravet til stabilisering oppfylles, dvs. fare for luktutvikling fra tørket vare. Så lenge den tørkede varen er gjennomtør (min. 85 % TS) og kondisjonert før innlagring bør ikke termisk tørket produkt by på store luktulempen. Termisk tørking kan også være aktuell som et ledd i å redusere transportkostnader og annen disponering.

Tørkeutstyr leveres i mange forskjellige størrelser og utgaver. For avløpsslam er få anlegg i drift i Norge. Her kan nevnes IVAR som har en skivetørke på sentralrenseanlegget utenfor Stavanger og Løkse AS som har en direkte tørke på Stormoen i Troms.

Fra tørken foreligger vare som pulver med en del synlig fibermateriale. Dette støver mye ved håndtering. Det er derfor vanlig å pelletere ferdig vare. Skal det fremstilles et fullverdig produkt bør tørket vare siktes og pelleteres.

Driftskostnadene ved tørking er først og fremst bundet til energiforbruk. Det er også avgjørende at anlegget drives mest mulig kontinuerlig for å unngå driftsproblemer og store energiutgifter ved oppstart. Diskontinuerlig drift av skivetørke f.eks. kun på dagtid, krever at tørken holdes full med tørket vare med tilskudd av vedlikeholdsvarme.

Beregningsmodeller viser at behandlingskostnadene for et fullverdig tørkeanlegg med kapasitet for 230 tonn TS vil bli vil bli 7.500 kr/tonn TS hvis det skal fremstilles høykvalitet sluttprodukt

Det vil være fordelaktig om tørken plasseres i nærheten av aktuelle mottakere for lavtemperaturvarme eller bedrifter med overskudd av høyverdi varme. Dette er forhold som kan ha stor betydning for driftskostnadene.

Dersom tørking gjøres utelukkende for å redusere tonnasje og volum, kan tilleggsfunksjoner som sikter, pelletering, kondisjonering sløyfes. Dette betyr at behandlingskostnaden for ovennevnte anlegg kan reduseres til 6.500 kr/tonn TS.

Standard tørker kan leveres med en tørkeflate helt ned til 10 m². Dette vil i praksis tilsvare en tørkekapasitet på 100 kg vann pr. time og tilsvarende behandlingskapasitet på 1,4 -1,5 tonn gods pr. time.

6.1.3 Forbrenning

Generelt er forbrenningen en svært kostbar metode i fall det er små mengder som skal behandles. En viktig faktor i forbrenning er at røykgassrensingen tilfredsstiller gjeldende krav. Dette krever et avansert rensesystem som gir store investeringer og driftskostnader. I tilknytning til et forbrenningsanlegg bør det også være avtagere av overskuddsenergi.

Den mest nærliggende løsningen er derfor å foreta forbrenningen i eksisterende forbrenningsanlegg. I Norge finnes i dag 6-7 godkjente avfallsforbrenningsanlegg. Kostnadene til forbrenning varierer mellom 600 - 900 kr/tonn. Tørrestoffinnhold er antatt å ligge omkring 20 %. I tillegg kommer fraktkostnader og sluttbehandlingsavgift (Kilde: BGL, Sande).

Forutsettes en gjennomsnittlig fraktavstand på 200 km med vogntog (30 tonn) vil de samlede kostnader for forbrenning dreie seg om 750 - 1050 kr/tonn.

6.1.4 Langtidslagring

Langtidslagring er å betrakte som en behandlingsform så lenge formålet er gjenbruk av massen. Det er nærliggende å bruke arealer på fyllplasser for å gjennomføre behandlingen. Dette reduserer som regel behovet for oppsamling og behandling av sigevann og behovet for ekstraordinære tiltak for å dempe lukt. I sin ytterste konsekvens kan langtidslagring omfatte transport fra renseanlegget og tipping fra bil i en ranke. I tillegg bør massen bearbeides noe fleks. overdekkes ved bruk av en stor traktor eller hjullaster. Massen bør bearbeides hvert år for å øke omdanningstempoet.

Basert på en omarbeidet beregningsmodell for rankekompostering vil kostnadene ved langtidslagring av 230 tonn tørrstoff pr. år dreie seg om 1.000 kr/tonn TS eller 200 kr/tonn våt vare. Beregningen forutsetter lav tomteleie og minimal bruk av arbeidsmaskiner. Det er ikke forutsatt bearbeiding for disponeringsløsninger hvor det stilles krav til renhet mht avløpssjøppel.

6.1.5 Kostnadssammenstilling

Som nevnt tidligere har ikke prosjektet gitt rom for detaljert kostnadsvurdering. Kostnadstallene som er fremskaffet baserer seg derfor på tilpasninger i forhold til kjente metoder for slambehandling og modellering.

I oppstillingen nedenfor er det valgt å skille mellom høykvalitet og lavkvalitet sluttprodukt. Med høykvalitet sluttprodukt menes masse som kan benyttes uproblematisk til jordforbedring i jordbruk og grøntareal m.v. Sluttprodukt med lav kvalitet er i hovedsak behandlet uten å ta hensyn til innhold av søppel m.v. Sluttproduktets anvendelse kan være som avslutningsmasse for fyllplass eller disponert til forbrenning.

Tabell 6.1 Sammenstilling av behandlingskostnader

Metode	Mengde tonn TS/år	Høykvalitet sluttprodukt kr/ tonn TS	Lavkvalitet Sluttprodukt, kr/tonn TS
Rankekompost	230	6.000	3.000
Reaktorkompost	230	7.000	5.000
Langtidslagring	230		1.000
Termisk tørking	230	7.500	6.500
Forbrenning			3.000 -4.500
Deponering			2.000 - 3.500

Beregningene forutsetter et utgangsmateriale med 20-22 % tørrstoff. Behandlingskostnad pr. tonn våt vare kan beregnes ved å dividere med 5 som faktor.

Rankekompostering omfatter leie av opparbeide avrenningsikrede arealer for kompostranker, blandaereal, transportarealer m.v. I det dyreste alternativet er bruk av sikte- og blandemaskineri, uisolert bygning for lagring av strukturmateriale og tørr kompost. I det billigste alternativet er ikke de siste punktene medregnet.

Reaktorkomposteringsalternativet omfatter horisontal sylindrisk isolert reaktor med inn- og utmatingsutstyr. Reaktoren er plassert i en isolert bygning. Videre er det beregnet arealer til ettermodning i ranker. Det dyreste alternativet omfatter sikteutstyr samt uisolert bygning for lagring av tørr kompost og strukturmateriale.

Langtidslagring forutsetter bruk av et tidligere avrenningsikret areal f.eks. fyllplass med lave leiekostnader. Det forutsettes kun minimal bruk av arbeidsmaskiner ved utlegging. Det forutsettes vending av masser en gang pr. år. Videre er det ikke beregnet bearbeidelse av masse med sikte på kvalitetsforbedring.

Termisk tørking omfatter en indirekte skivetørke med aggregater, styrepanel, varmegjennvinning og tørkeluftrensing. Det dyreste alternativet omfatter sikteinnetninger, pelleteringsmaskineri og lagringsiloer. I det billigste alternativet er de siste punktene tatt ut. Reduserte utgifter til intern lagring og transport er ikke kalkulert.

Forbrenningsalternativet forutsetter forbrenning på et forbrenningsanlegg som er godkjent for avfallsforbrenning. Transportkostnader og evt. statlig avgift er ikke inkludert.

Deponering forutsetter bruk av et godkjent deponi. Avfallsavgift og transportkostnader er ikke medregnet. En sluttbehandlingsavgift for deponering på 300 kr pr tonn øker behandlingskostnaden for deponering i tabell 6.1 med 1.500 kr pr tonn TS.

6.2 MILJØKOSTNADER

Miljøregnskap vil avhenge av de beregningsforutsetninger, utslipps- og verdsettingskoeffisienter som brukes i beregningene. I bilag 4 er det nærmere redegjort for de forutsetninger som er lagt til grunn. Generelt er de utredninger, rapporter og metoder som forurensingsmyndighetene har fått utarbeidet og bruker, benyttet så langt det har vært mulig.

6.2.1 Generelt om miljøkostnad og miljøregnskap

Miljøkostnaden til et utslipp utgjør en utslippskoeffisient multiplisert med en verdsettelseskoeffisient. Utslippskoeffisienten anslår mengden fysisk utslipp, mens verdsettelseskoeffisienten anslår verdien eller kostnaden til selve utslippet pr. vektenhet.

For å få et komplett miljøregnskap for et produkt eller en prosess må en vurdere hele prosessen/tilvirkningen av produktet fra start til slutt. Alle faktorer som på en eller annen måte er med i eller påvirker prosessen eller tilvirkningen av produktet, må vurderes. I praksis er dette vanskelig, og et slikt miljøregnskap vil bli meget omfattende. For å få et mer håndterlig miljøregnskap legges det som regel inn noen begrensinger ved at man vurderer et begrenset antall faktorer. Det gjør miljøregnskapet mindre omfattende, men samtidig risikerer en at regnskapet viser feil resultat.

6.2.2 Eksempel fra Troms fylke

Innledning

For å illustrere miljøeffektene av ulike strategier for håndtering av silgods og ristgods er det utarbeidet et miljøregnskap for Troms. Regnskapet har tatt utgangspunkt i eksisterende eller snart etablerte sil og ristanlegg, eksisterende og en del tenkte behandlingsanlegg. Regnskapet er også utført for en del utvalgte utslipp som antas å være de mest sentrale for disse problemstillingene. Det er svært viktig å være oppmerksom på at dette ikke er et komplett miljøregnskap da et sådan vil være betydelig mer omfattende enn etterfølgende beregning.

Bilag 4 gir en nærmere redegjørelse av forutsetninger og beregningsmåte som er lagt til grunn.

I miljøregnskapet for rist- og silgods har vi vurdert følgende tre faktorer:

1. Transporten
2. Behandlingsprosessene
3. Selve behandlingsanleggene (kort kommentert)

For transporten og behandlingsprosessene har vi vurdert utslipp av klimagasser, tungmetaller, NOx og dioksiner. Når det gjelder selve behandlingsanleggene har vi gjort en mer skjønnsmessig vurdering av miljøkostnadene.

Det er gjort svært lite arbeide med miljøregnskap og miljøkostnader i forbindelse med slam, rist- og silgods. Det har medført at deler av vårt arbeide er basert på overføring av data fra undersøkelser gjort på våtorganisk avfall over til rist- og silgods.

Mengder rist- og silgods i Troms fylke og transportavstander

Totalt genereres det om lag 1560 tonn rist- og silgods pr år i Troms fylke. Mesteparten av rist- og silgodset kommer fra Tromsø og Harstad kommuner. I tillegg til Tromsø og Harstad kommune er det ni andre kommuner der det genereres rist- og silgods. Disse kommunene er spredt over hele fylket fra Kvænangen som grenser til Finnmark og til Kvæfjord som grenser mot Nordland.

Den store spredningen innebærer betydelige transportlengder. Selv med god koordinering av transporten vil de totale transportavstandene bli store. Tabell 6.2 viser de totale transportavstandene ved de forskjellige alternativene.

Tabell 6.2 Totale transportavstander i kilometer.

Kommune	Forbrenning	Termisk tørking	Kompostering		Langtidslagring	
			Lokale	Sentralt	Lokalt	Sentralt
	Botnhågen	Stormoen	*	Andselv	-	Andselv
Alle	65.000	54.444	32.292	57.096	16.900	57.096

*Lokal kompostering er antatt å foregå på Gibostad, Skjærstad, Tromsø og Storslett.

Behandling

Det finnes flere forskjellige behandlingsmetoder for rist- og silgods. I miljøregnskapet for rist- og silgods har vi tatt utgangspunkt i følgende fire metoder for behandling.

- Forbrenning
- Termisk tørking (vannkraft som energikilde)
- Sentral og lokal kompostering
- Sentral og lokal langtidslagring

Da CO₂ utslippene fra behandlingsprosessen har sin opprinnelse i naturlige kilder (rist- og silgods inneholder i det vesentlige organisk materiale) anses det at det ikke gir noe netto bidrag til utslippene av klimagasser. Fra behandlingsprosessen har vi derfor kun vurdert CH₄(metan) som en netto bidragsyter til utslipp av klimagasser. Utslipp av CO₂ fra transporten er imidlertid regnet som en netto bidragsyter til utslipp av klimagasser, da det har sin opprinnelse i fossilt brensel.

I prinsippet vil alt av tungmetaller i rist- og silgodset før eller siden havne tilbake i det naturlige kretsløpet. Det kan diskuteres hvordan en skal beregne utslippene og miljøkostnadene fra tungmetallene.

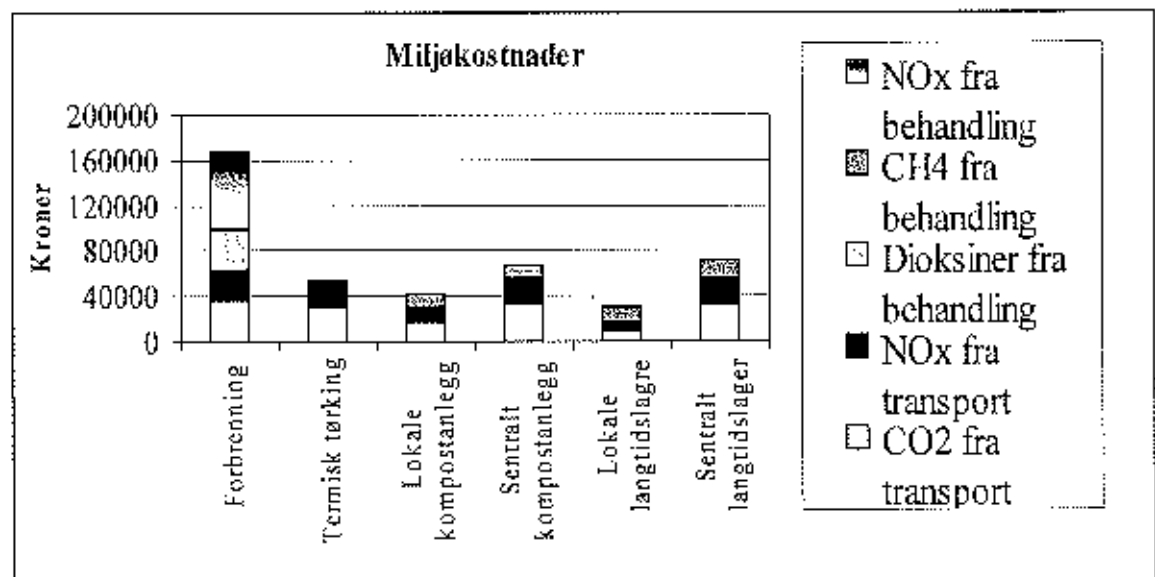
I miljøregnskap for rist- og silgods har vi gjort følgende forutsetninger :

- Ved forbrenning vurderer vi at tungmetaller som kommer ut i luft bidrar til miljøkostnadene. Resten av tungmetallene vil havne i slagget, flygeasken eller i filterkaken fra rensenanlegget. Dette vil så bli deponert på fylling. Med tid og stunder vil tungmetallene komme ut i det naturlige kretsløpet, men det vil ta meget lang tid. Vi vurderer derfor at de ikke bidrar til eventuelle miljøkostnader.
- Ved bruk av de andre behandlingsmetodene vil mesteparten av tungmetallene havne i et jordforbedringsmiddel. I løpet av noen måneder til noen få år vil tungmetallene så komme i det naturlige kretsløpet. Vi vurderer derfor alt av tungmetaller i rist- og silgods som en bidragsyter til miljøkostnadene.

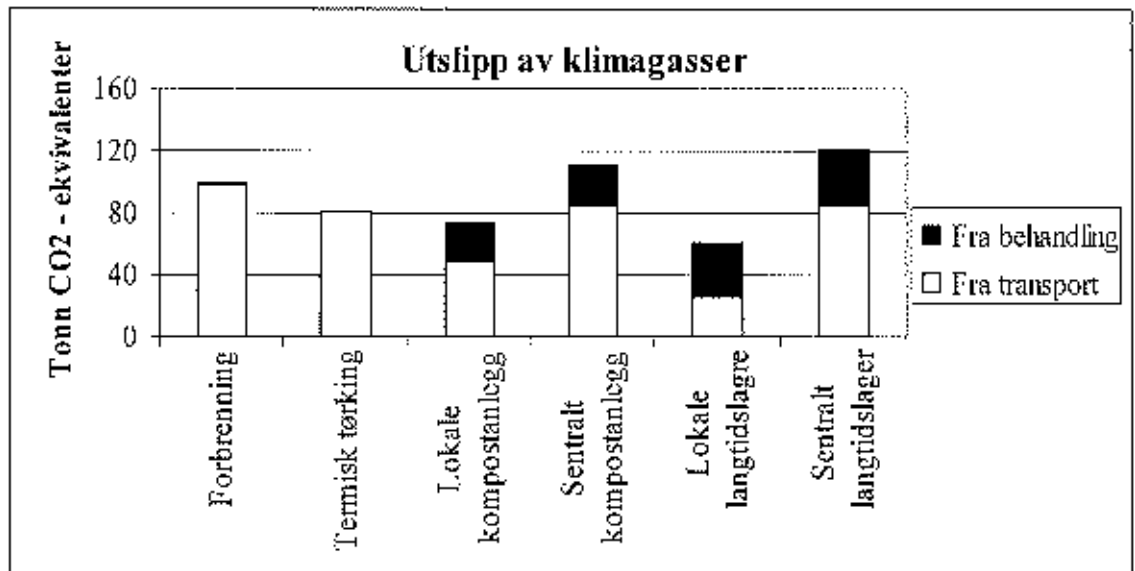
Mengder utslipp og miljøkostnader

Figurene 6.1 og 6.2 nedenfor viser henholdsvis miljøkostnadene og utslipp av klimagasser til de forskjellige alternativene. Forbrenning skiller seg ut med sine spesielt høye miljøkostnader. Hovedårsaken er at utslippene av dioksiner og NOx fra selve forbrenningen påvirker kostnadene sterkt og disse utslippene forekommer kun ved forbrenning. I tillegg til miljøkostnader knyttet til utslipp fra transporten og behandlingsprosessen så har forbrenningen også spesielt høye miljøkostnader knyttet til byggingen av anlegget. For de andre alternativene er det mindre forskjeller, men lokal langtidslagring har de laveste kostnadene. Lokal langtidslagring krever også minst ressurser ved etablering.

Når det gjelder utslipp av klimagasser målt i tonn CO₂ ekvivalenter så er det små forskjeller mellom alternativene. Det er verdt å merke seg at utslippene fra transporten bidrar sterkt, slik at lokal behandling innenfor kommunen er å foretrekke hvis målet er å minimalisere utslippene av klimagasser.



Figur 6.1 Miljøkostnader ved behandling av 1560 tonn sil- og ristgods i Troms.



Figur 6.2 Utslipp av klimagasser ved behandling av 1560 tonn sil og ristgods i Troms.

Miljøregnskap ved deponering av sil-og ristgods

Utarbeidelse av miljøregnskap for deponering av våtorganisk avfall i regi av forurensingsmyndighetene baseres på følgende hovedtrekk:

- Avfallet i deponiet går etter 6 måneder over i en anaerob fase med produksjon av blant annet metan.
- Installasjon av deponigassanlegg tar ut 50 % av metangassen som produseres i deponiet. Den øvrige metangassen kommer ut i atmosfæren og gir klimaeffekter.

Disse forutsetningene gir normalt svært høye miljøkostnader jfr de behandlingsmetoder som er sammenlignet i figur 6.1 og 6.2. Imidlertid er det viktig å påpeke at dokumentasjonen av hvordan et deponi fungerer og hvilke deponigassmengder det avgir til atmosfæren er mangelfull. Ulike forskningsprosjekter viser at metannedbrytende bakterier under gitte forhold kan redusere utslippene av metan betydelig. Tilsvarende kan noe av forklaringen på lave uttak av metangass fra de fleste deponier med deponigassanlegg være at kunnskapen om omsetningen og metangassproduksjonen i deponier er mangelfull. Behovet for sikrere dokumentasjon av miljøeffektene fra deponier spesielt sett i sammenheng med ulike driftstiltak (tiltak for å bidra til nedbryting av metan etc) er derfor betydelig. Slik dokumentasjon kan bidra til at deponering, slik det gjøres i moderne deponier, kommer noe gunstigere ut i miljøregnskap.

Myndighetene har i innledningen av 1999 redusert estimatet for utslipp av metangass fra deponier med 40 %. Når denne reduksjonen tas hensyn til vil miljøkostnadene for deponering av 1560 tonn sil- og ristgods i Troms (jfr fig 6.1) være i størrelsesorden 400-500.000 kr.

7.0 OPPSUMMERING OG AKTUELLE STRATEGIER

7.1 Mengder silgods, ristgods og sand fra sandfang.

Innsamlingen av nasjonale data om silgods og ristgods har gitt grunnlag for følgende anslag om framtidige mengder:

Silgods	13.400 tonn (TS 20 %)
Ristgods	6.800 tonn (TS 15-20 %)
Sand fra sandfang	8.400 tonn (varierende TS)

Sammenlignet med tørrstoffmengden fra organisk avfall fra husholdninger og slam fra avløpsrenseanlegg utgjør silgods og ristgods svært beskjedne mengder, henholdsvis 1 % og 0.5 %.

Volumene pr uke som samles opp og videretransporteres til sluttbehandling er svært små for de fleste anleggene. Når det ses bort fra de 18 største avløpsrenseanleggene er midlere ristgodsmengde fra de øvrige anleggene under 200 kg pr uke. Tilsvarende vil det være svært små ukedolumer ved en rekke av silanleggene. Dette er forhold som bør vektlegges når miljøvernmyndighetene tar stilling til et forbud mot deponering - i enkelte områder kan et slikt forbud medføre transport og kostnader som ikke står i forhold til målsettingen for et eventuelt forbud om deponering.

7.2 Hovedkarakteristikker

Silgods, ristgods og sand fra sandfang kan med utgangspunkt i de foreliggende undersøkelser karakteriseres med følgende hovedtrekk.

Silgods	⇒	Svært likt slam fra slamavskillere, lavt tungmetallinnhold
Ristgods	⇒	Overraskende likt silgods med uventet høyt innhold av organisk stoff. Forholdsvis lavt tungmetallinnhold.
Sand fra sandfang	⇒	Svært variabelt innhold av organisk stoff. Tungmetall ser ikke ut til å være større problem enn i vanlig avløpsslam.

I praksis betyr dette at silgods og ristgods inneholder en høy andel organisk stoff som det bør tas hensyn til når sluttbehandling skal vurderes. Samtidig inneholder sil- og ristgods avløpssjøp som for de fleste formål reduserer nytteverdien og fordyrer den videre behandling.

Mange av silanleggene og ristanleggene genererer svært begrensede mengder på ukebasis. Dette bidrar til å gi høye transport og behandlingskostnader. Utfordringer ved valg av behandlingstrategi vil derfor i stor grad være rettet mot å velge løsninger som både gir akseptable kostnader for anleggseierne og akseptable miljøkostnader.

I praksis betyr dette at en rekke ulike behandlingsløsninger og strategier vil være aktuelle utfra lokale forhold. Utfordringen for anleggseierne og miljøvernsmyndighetene vil være å sørge for at tilstrekkelige helhetsvurderinger legges til grunn for de krav som stilles.

7.3 Aktuelle strategier for å håndtere silgods, ristgods og sand fra sandfang.

Oppsummering

I tabell 6.3 er en del av resultatene fra de ulike vurderinger som er utført oppsummert.

Tabell 6.3. Sentrale momenter

	Silgods	Ristgods	Sand fra sandfang
Tungmetallinnhold	Moderat- Lavt	Moderat	Tilsvarende slam
Innhold av organisk stoff	Høyt	Høyt	Variabelt
Innhold av avløpsløp	Tilsvarende septikslam	Høyt	Forholdsvis lavt
Aktuelle behandlingsmetoder	Tilsvarende septikslam	Noe mer komplisert enn for silgods.	Få metoder.
Aktuelle tiltak for mengde- red. på renseanlegg	Ingen pga i strid med målsettingen for silanlegg.	Utforming ristanlegg for kun å ta ut avløpsløp.	Justert drift sandfang. Vasking av sand.

Andre sentrale momenter er:

- "Markedet" forventes å bli mettet med ulike jordforbedringsproduktet etter hvert som våtorganisk avfall fra husholdninger blir kildesortert og behandlet. Produkter med opphav i silgods og ristgods antas å få en tredjerangering hvor produkter basert på matavfall vil være mest omsettelig etterfulgt av produkter basert på avløpslam.
- En betydelig andel av silanlegg og ristanlegg har svært små mengder. Egne behandlingsanlegg kan for en del av disse anleggene gi urimelige store kostnader. Dette må tas hensyn til når et eventuelt forbud mot deponering av våtorganisk avfall vurderes.

I avsnitt 6.1 er kostnader for ulike behandlingsløsninger drøftet nærmere. Slike kostnader vil være mest av orienterende art da lokale forhold normalt vil være avgjørende for hvilke behandlingsløsninger som er aktuelle. Her tenkes på:

- Eksisterende behandlingsanlegg for våtorganisk avfall
- Mulighet for samlokalisering-felles anlegg
- Total mengder som skal behandles
- Transportavstander
- Disponeringsløsninger
- etc

Dette gjør det vanskelig å komme med antydninger om hvilke løsninger som synes mest aktuelle. Vi vil likevel trekke fram rimelige og enkle løsninger som **langtidslagring med etterfølgende disponering til dekkmasse på restavfallsdeponi** som en rasjonell løsning der ikke andre mer ressursoptimale løsninger er aktuelle.

Det er også viktig å presisere at det er fullt mulig utfra tekniske og biologiske forutsetninger å produsere høyverdige, resirkulerbare sluttprodukter utfra disse massene, men dette må ses i sammenheng med kostnader for anleggseier/samfunn og miljøkostnader.

Anbefalt hovedstrategi for håndtering av silgods, ristgods og sand fra sandfang foreslås basert på følgende:

- Lokale forhold må vektlegges. Valg av behandlingsmetode må være basert på en helhetsvurdering av miljøkostnader og kostnader for anleggseier. Deponering bør kunne aksepteres når kostnadene til annen behandling regnet på tradisjonell måte og/eller som et miljøregnskap blir urimelig høye.
- Behandlingen av silgods kan for de fleste kommuner ses i sammenheng med behandlingen av septikslam.
- For ristgods kan flere ulike løsninger være aktuelle. Løsninger for å redusere ristgodsmengden og sette igjen med en mer ren "avløpsseppelfraksjon" som deponeres/forbrennes bør undersøkes nærmere.
- For sand fra sandfang bør hovedmålsettingen være rettet mot å redusere mengden organisk stoff i sanden slik at deponering eller bruk til dekkmasse på restavfallsdeponi etc kan anses som uproblematisk.

I det etterfølgende er det gitt noe nærmere omtale av de sentrale problemstillinger som ses knyttet til håndtering av silgods, ristgods og sand fra sandfang ved rensesanlegg.

Silgods

Silgods kan karakteriseres som slam fra slamavskillere og bør de fleste steder inngå i behandlingsanlegg for hygienisering og stabilisering av denne typen slam. Mest aktuelle løsninger er:

- Kompostering
- Forbrenning
- Oppløsning i varmt vann kombinert med anaerob nedbryting
- Termisk tørking (plast er et usikkerhetsmoment)
- Langtidslagring (avløpssjøppel i sluttproduktet må kunne aksepteres/evt fjernes)
- Deponering når dette kan forsvares utfra miljøkostnader og kostnader for anleggseier.

Valg av løsning bør baseres på en vurdering av blant annet disponering av sluttproduktet, kostnader og miljøeffekter.

Ristgods

Ristgods har også mange likhetstrekk med slam fra slamavskillere. Mange av ristanleggene ligger imidlertid i områder hvor anlegg for stabilisering og hygienisering av slam er basert på løsninger hvor avløpssjøppel gir betydelige tilleggskostnader eller er lite forenlig med den valgte teknologien.

Vår anbefaling er derfor at løsninger for ristgods bør følge 3 hovedstrategier. Disse er:

Strategi 1

Utforme og bygge ristanlegget kun for å fjerne avløpssjøppel. Avløpssjøppet deponeres eller forbrennes.

Strategi 2

Fjerne avløpssjøppet ved å "gjemme" det i slammet, for eksempel ved bruk av kvern.

Strategi 3

Behandle ristgodset i egnet behandlingsanlegg tilsvarende de løsninger som er aktuelle for silgods dvs forbrenning, kompostering, langtidslagring, deponering etc

Hovedtankegangen ved strategi 1 er å utforme/utstyre ristanlegget slik at det meste av organisk stoff og næringsstoffer vaskes videre og tas ut sammen med det øvrige slammet i renseanlegget. Den betydelig reduserte ristgodsmengden består i det vesentlige av avløpssjøppel som deponeres eller forbrennes. Valg av denne strategien betinger videre utvikling og dokumentasjon av løsninger som er i markedet i dag.

Kvern er i bruk ved mange avløpsrenseanlegg. Hvorvidt det oppnås en tilstrekkelig reduksjon av visuell forurensning må dokumenteres før utskifting av ristanlegg med kvern vurderes. Dette for å unngå problemer knyttet til ristgodsbehandlingen. Nye kverner som gir mer effektiv nedknusing kan også være en løsning. Også strategi 2 betinger videre utvikling og dokumentasjon.

Sand fra sandfang

Sand fra sandfang har svært varierende innhold av organisk stoff.

Innholdet av organisk stoff i sand fra sandfang kan reduseres gjennom måten sandfangene drives på og/eller ved etterbehandling av sand etter den tas ut av sandfanget. Kostnadene til behandling av sand kan bli betydelige ved enkelte renseanlegg. Utforming og drift av sandfang som reduserer innholdet av organisk stoff bør derfor prioriteres. I situasjoner der dette ikke lar seg gjøre kan løsninger for å vaske/bearbeide sanden etter at den er tatt ut av sandfanget også være aktuell.

Hvilket innhold av organisk stoff miljøvernmyndighetene aksepterer før de stiller krav til behandling av sand fra sandfang er her et helt sentralt punkt. Nærmere dokumentasjon av innhold av organisk stoff fra luftet sandfang som er riktig drevet bør trolig fremskaffes før dette tas opp med miljøvernmyndighetene.

Følgende behandlingsløsninger synes aktuelle der det ikke er mulig å fjerne organisk stoff fra sanden med tiltak på anlegget:

- Kompostering
- Langtidslagring
- Deponering

For sand med lavt innhold av organisk stoff er opptøking og lagring aktuell før sanden brukes til byggeformål, utfyllingsformål eller som dekkmasse på restavfallsdeponi. Deponering vil også måtte anses som en god løsning.

7.4 Problemstillinger som bør følges opp videre

Miljøvernmyndighetene har de siste årene brukt forskrifter og regelverk til å presse fram utvikling av og bruken av ny teknologi. Behandling av våtorganisk avfall fra husholdninger er et slikt eksempel hvor det har vært betydelige driftsproblem ved de mange nye behandlingsanlegg som er etablert (feks reaktorkompostering av matavfall). Mange anlegg er tatt ut av drift.

Dersom det innføres forbud mot deponering av silgods, ristgods og eventuelt også sand med høyt innhold av organisk stoff, bør det legges vekt på en mer trinnvis prosess hvor myndighetene i større grad aktivt bidrar til utvikling, utprøving og

dokumentasjon av de teknologiske løsninger før retningslinjer og forskrifter utformes.

Konkret ses størst behov for teknologiutvikling, utprøving og dokumentasjon knyttet til følgende problemstillinger:

<i>Problemstilling 1</i>	-	<i>redusere andelen organisk stoff i ristgods.</i>
--------------------------	---	--

Stikkord: Anvendelse av rister med større lysåpning kan bidra til å redusere andelen organisk stoff i ristgodset. Dette må vurderes i forhold til den funksjon rista skal ivareta i renseanlegget

Behov for utvikling og videreutvikling av teknologi tilknyttet vasking og separering av organisk stoff fra avløpssøppelet enten direkte på rista eller i egen enhet etter rista. Løsninger må utprøves og dokumenteres.

<i>Problemstilling 2</i>	-	<i>redusere andelen organisk stoff i sand fra sandfang</i>
--------------------------	---	--

Stikkord: Utforming og drift av sandfang sett i forhold til innhold av organisk stoff må dokumenteres nærmere.

Behov for utvikling av teknologi knyttet til separering av organisk stoff fra sand. Løsninger må utprøves og dokumenteres.

<i>Problemstilling 3</i>	-	<i>"gjemme" avløpssøppelet i slammet</i>
--------------------------	---	--

Stikkord: Dokumentere gjennom konkret utprøving omfanget av visuell forurensing i jordforbedringsprodukt fra avløpsslam med kvern som forbehandling.

Utvikling av bedre kverner som gir bedre nedknusing kan også være en aktuell problemstilling.

<i>Problemstilling 4</i>	-	<i>utprøve og dokumentere enkle behandlingsløsninger</i>
--------------------------	---	--

Langtidslagring

Stikkord: Dokumentere effekten med hensyn til hygienisering og stabilisering samt hvilke problemer avløpssøppelet i praksis medfører for ulike disponeringsløsninger.

Forenklet kompostering – kompostering i deponi

Stikkord: Utprøve og dokumentere småskala anlegg for kompostering i deponi med luftinnblåsing. Også her er problemene med avløpssøppelet en av de problemstillinger som må belyses.

Andre problemstillinger - forebyggende tiltak mot avløpssøppelet

Til slutt tas også med en annen problemstilling som kan redusere de problemer avløpssøppelet gir ved behandlingen av silgods og spesielt ristgods.

Det er spesielt i ristgods vi har funnet detekterbart avløpssøppelet. Avløpssøppelet er ikke en vesentlig del av mengden, men skaper vesentlige problemer for valg av behandling- og disponeringsmuligheter. Etter å ha kartlagt sammensetningen av avløpssøppelet vil vi hevde at mengden kan reduseres betydelig med klarere bevisstgjøring i befolkningen. Sannsynligvis er felles landsdekkende informasjonstiltak f.eks. i presse, kringkasting en måte å løse dette på. Befolkningen er nå i ferd med å oppfatte hva kildesortering er. Det er derfor nærliggende å koble avløpsproblematikk opp mot disse problemstillingene.

Virkningen av slike tiltak vil være renere materialer som i neste omgang stiller renseanleggene i en friere situasjon og for øvrig reduserer omfanget av driftsproblemer på renseanlegget.

BILAG 1

RISTGODS OG SANDMENGDER VED EN DEL RENSEANLEGG

Bilag 1 - Ristgods og sandmengder ved en del renseanlegg

For å bedre grunnlaget for beregning av ristgodsmengder og sandmengder fra sandfang er det innhentet opplysninger fra en del av driftsassistansene. Av driftsassistanser som har bidratt med opplysninger kan nevnes BUVA, ANØ, Driftsassistansen i Telemark (Vidar Tveiten AS), Driftsassistansen i Hedemark, Driftsassistansen i Oppland, Driftsassistansen i Namdal og Driftsassistansen i Troms.

I tabell 1 og 2 er medtatt det vesentlige av innkomne data, men for noen få mindre anlegg er data utelatt da disse avviker så vesentlig fra øvrige registreringer at disse enten må skyldes helt spesielle forhold eller feilregistrering.

I både tabell 1 og 2 refereres til tonn ristgods og sand. Tabellene er basert på følgende:

- Nesten alle registreringer av ristgods og sand baseres på tømmevolum.
- Ved omregning fra volum til m^3 er egenvekt 1 benyttet.

Både valg av egenvekt ved omregningen og risikoen for registrering av for høye volum gir betydelig usikkerhet i de oppgitte data. Dette er det svært viktig å være oppmerksom på ved bruk av dette tallmaterialet.

Tabell 1 bilag 1. Fordeling av ristgods og sandmengder ved en del renseanlegg.

Anlegg	Antall pe	Ristgods (tonn)	Sand (tonn)	Ristgods pr pe og døgn (gram)	Sand pr pe og døgn (gram)
Ranent	1800	1	10	1.5	15.2
Skage	1100	6	4	14.9	10.0
Øysletta	300	4	1	36.5	9.1
Bergsmo	600		10		45.7
Mediå	1200		12		27.4
Høylandet	1000		4		11.0
Namskogan	250	0.5	3	5.5	32.9
Skotselv	600	1	5	4.6	22.8
Hole	3443	38.5	6	30.6	4.8
Elvika	2227	31	2	38.1	2.5
Gøl	4654	13	25	7.7	14.7
Gello	5177	41	56	21.7	29.6
Sandefjord	41000	66	96	4.4	6.4
Trøim	2605		5		5.3
Sørumsand	3170	53	23	45.8	19.9
Jessheim	8598	46	47	14.7	15.0
Anlegg < 50.000 pe	71319	290	284	11.1	10.8
VEAS	600000	500	1100.0	2.3	5.0
IIIAS	75000	60	180	2.2	6.6
Alle anlegg	743869	849.5	1545	3.1	5.7

Tabell 2 bilag 1 Ristgodsmengder inkludert sand ved en del renseanlegg.

Anlegg	Antall pe	Ristgodsmengde (tonn)	Ristgods Pr pe og døgn (gram)
Skotselv	600	1	4.6
Muusøya	18039	224	34.0
Sellikdalen	21378	270	34.6
Hole	3443	38.5	30.6
Nesbyen	2530	67	72.6
Gol	4654	13	7.7
Ulsåk	430	9	57.3
Bårud	2896	36	34.1
Hokksund	9400	155	45.2
Linnes	13507	55	11.2
Lahell	3409	68.5	55.1
Åros	682	9.9	39.8
Rulleto	2475	11.6	12.8
Flå	460	4.5	26.8
Hvitlingsfoss	1030	18.5	49.2
Elvika	2227	31	38.1
Monserud	17312	87	13.8
Al	2810	19	18.5
Geilo	5177	41	21.7
Øya	2525	28	30.4
Lampeland	312	3.2	28.1
Sætre	1985	45.5	62.8
Øverbygd	3350	12	9.8
Andslimoen	9000	60	18.3
Sandefjord	41000	66	4.4
Aurskog	2500	19	20.8
Bjørkelangen	2400	10	11.4
Frogner	2060	27	35.9
Fetsund	6054	8	3.6
Slattum	5434	49	24.7
Aneby	3915	68	47.6
Rotnes	4845	66	37.3
Kløfta	5504	67	33.4
Gardermoen	4000	8	5.5
Maura	1530	3	5.4
Nannestad	2200	5	6.2

fortsettelse Tabell 2 bilag 1

Anlegg	Antall pe	Ristgodsmengde (tonn)	Ristgods Pr pe og døgn (gram)
Holter	840	26	84.8
Hurdal	1350	14	28.4
Saulekilen	45000	136	8.3
Neset	3000	24	21.9
Fossbekk	14000	48	9.4
Prestestranda	2500	8.2	9.0
Kviteseid	2100	2.8	3.7
Søvitt	3000	12.8	11.7
Ramsflog	20000	85	11.6
Elstrøm	24500	334	37.3
Brabdbu	7000	7.5	2.9
Rena	3000	27	24.7
Kapp	2000	30	41.1
Nordlia	500	3.4	18.6
Pågernes	4000	30	20.5
Lillehammer	30000	144	13.2
Hov	3000	14	12.8
Grindaheim	410	17	113.6
Ryfoss	200	10	137.0
Breiskallen	11000	31.4	7.8
Vinstra	5100	15	8.1
Otta	5100	93	50.0
Bjølstadmo	370	5.5	40.7
Forset	800	51	174.7
Follebu	2800	35	34.2
Fossbergmo	1680	6	9.8
Sum tabell 2	404323	2914.8	19.8

BILAG 2

TUNGMETALLINNHOLD OG KJEMISK SAMMENSETNING SILGØDS

Bilag 2. Tungmetallinnhold og kjemisk sammensetning silgods

1.0 Innledning

For å få et inntrykk av og kunne vurdere innhold og sammensetning av silgods er en del tidligere analyser av silgods sammenstilt samtidig som supplerende analyser er innhentet. I tabell 1 er de ulike silanlegg det foreligger analyser fra listet opp med en kort beskrivelse av lokalisering, størrelse og avløpstype knyttet til anlegget.

Tabell 1 . Oversikt silanlegg

Anlegg	Kommune	Siltype	PE tilknyttet	Type avløp
Stangnes	Harstad	Båndsil 0.3 mm	10.000	Separat og fellessystem. Mest bolig. En del næringsvirksomhet
Ruggevik	Harstad	Trapperist 1.0 mm	1.600	Separat og fellessystem. Mest bolig.
Bergsodden	Harstad	Rørsil 0.8 mm	6.000	Fellessystem. Bolig og forretning Større næringsmiddelbedrift.
Medkila	Harstad	Rørsil 0.8 mm	4.000	Separat og fellessystem. Bolig. Og forretning.
Kilbotn	Harstad	Rørsil 0.8 mm	1.400	Mest separatsystem. Hovedsak bolig.
Leikvika	Kvæfjord	Rørsil 0.8 mm	1.000	Separat og fellessystem. Bolig og kommunesenterfunksjoner.
Strandveien	Tromsø	Båndsil 0.3 mm	15.000	Fellessystem. Bolig og sentrumsområde. Forretning/næringsmiddel.
Nansenplass	Tromsø	Båndsil 0.3 mm	5.000	Fellessystem. Bolig og sentrumsområde med forretning.
Selnes	Tromsø	Rørsil 0.8 mm	4.000	Mest separatsystem. Noe fellessystem. Vesentlig bolig.

Tabell 2 bilag 2. Innhold i silgods fra 3 finsiler 1995-97

Silanlegg	Stangnes finsil Salnes 0.3 mm	Stangnes finsil Salnes 0.3 mm	Stangnes finsil Salnes 0.3 mm	Nansenplass finsil Salnes 0.3 mm	Strandveien finsil Salnes 0.3 mm	Middel av 17 analyser
Silåpning	1995	1996	1997	1997	1997	
År						
Antall prøver	1	1	5	5	5	
Tørrestoff %	24	33	28	26	28	27
Glødetap %	94	96	82	86	82	85
Kjeld-N %	1,9	1,1	1,4	1,1	1,4	1,3
Fosfor(P) g/kg TS	0,3	<0,3	0,2	0,2	0,2	0,2
Kalsium (Ca) g/kg TS	0,4	0,3	0,5	0,4	0,5	0,5
Kalium (K) g/kg TS	0,1	<0,3	0,1	0,1	0,1	0,1
pH	5,3	5,1	6,4	6,0	6,4	6,1
Kobber (Cu) mg/kg TS	68	49	57	58	57	57
Sink (Zn) mg/kg TS	130	98	74	77	74	80
Nikkel (Ni) mg/kg TS	8	<0,3	13	11	13	11
Krom (Cr) mg/kg TS	6	4	9	8	9	8,2
Bly(Pb) mg/kg TS	12	<0,3	7	9	7	7,5
Cadmium(Cd) mg/kg TS	<0,1	0,3	<0,17	<0,16	<0,17	0,2
Kvikksølv(Hg) mg/kg TS		0,16	0,22	0,7	0,22	0,3

Tabell 3 bilag 2. Innhold i silgods fra 3 finsiler 1998

Silanlegg	Nansenpl. 0.3 mm	Nansenpl. 0.3 mm	Nansenpl. 0.3 mm	Strandv. 0.3 mm	Strandv. 0.3 mm	Strandv. 0.3 mm	Stangnes 0.3 mm	Stangnes 0.3 mm	Stangnes 0.3 mm	Middeilverdi
Silåpning										
Tidspunkt	11.09.98	14.09.98	16.09.98	11.09.98	14.09.98	16.09.98	14.09.98	16.09.98	18.09.98	
Tørrestoff %	30	21	17	28	27	17	30	27	27	25
Glødetap % av TS	90	91	95	79	82	89	93	95	95	90
Kjeld-N % av TS	1,4	1,5	1,2	1,3	1,5	3,3	2,0	1,7	1,7	1,7
Fosfor(P) % av TS	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2
KOF-Cr g O/kg	391	321	243	317	244	194	404	470	440	336
Org.karbon % av TS	39,7	36,6	36,3	33,5	35,9	38,0	37,9	38,4	39,1	37,3
NH ₄ -N % av TS	0,1	0,04	0,03	0,05	0,04	0,03	0,15	0,14	0,09	0,1
pH	6,2	5,7	5,8	5,6	5,7	6,1	4,8	5,1	5,0	5,6
Kobber (Cu) mg/kg TS	61	79	73	73	69	61	94	85	87	76
Sink (Zn) mg/kg TS	110	93	86	97	110	49	130	120	140	104
Nikkel (Ni) mg/kg TS	7,2	3,9	3,9	6,7	8,0	4,1	5,5	4,2	4,1	5,3
Bly(Pb) mg/kg TS	12	21	9	12	16	6	14	10	14	13
Cadmium(Cd) mg/kg TS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2

Tabell 4 bilag 2. Innhold i silgods fra 3 siler 1995-96 ,

Silanlegg	Ruggevik	Ruggevik	Bergsodden	Leikvika	Middel av 5 analyser
Sil	spaltesil Meva	spaltesil Meva	Masko-Zoll	Masko-Zoll	
Silåpning	1 mm	1 mm	0.8 mm	0.8 mm	
År	1995	1996	1996	1996	
Antall prøver	1	1	1	2	
Tørrestoff %	26	20	17	13,5	18
Glødetap % av TS	92	93	85	90	90
Kjeld-N % av TS	2	2,7	2,2	2,2	2,3
Fosfor(P) g/kg TS	0,5	0,5	<0,5	0,6	0,6
Kalsium (Ca) g/kg TS	0,5	0,5	0,6	0,7	0,6
Kalium (K) g/kg TS	0,8	<0,5	<0,5	0,3	0,5
pH	7,4	7,3	4,9	6,3	6,4
Kobber (Cu) mg/kg TS	53	47	59	94	69
Sink (Zn) mg/kg TS	150	139	102	130	130
Nikkel (Ni) mg/kg TS	9	3	6	6	6
Krom (Cr) mg/kg TS	6	4	9	5	5,8
Bly(Pb) mg/kg TS	8	<0,5	4	4	4,1
Cadmium(Cd) mg/kg TS	<0,1	0,3	0,3	0,2	0,2
Kvikksølv(Hg) mg/kg TS		0,3	1,0		

Tabell 5 bilag 2. Innhold i silgods fra 4 siler av typen Masko-Zoll i 1998

Silanlegg	Bergso.	Bergso.	Bergso.	Medkila	Medkila	Medkila	Kilbotn	Kilbotn	Kilbotn	Selnes	Selnes	Selnes	Middelverdi
Silåpning	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	0.8 mm	
Tidspunkt i 1998	14.09	16.09	18.09	14.09	16.09	18.09	14.09	16.09	18.09	11.09	14.09	16.09	
Tørrestoff %	31	32	33	14	15	17	16	14	15	13	18	22	20
Glødetap % av TS	94	97	97	95	96	96	96	91	95	96	97	96	96
Kjeld-N % av TS	2,1	2,0	1,8	1,7	1,7	1,3	1,3	1,4	1,5	1,6	1,3	1,6	1,6
Fosfor(P) % av TS	0,3	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
KOF-Cr g O/kg	452	436	437	160	211	240	493	221	291	199	214	262	301
Org.karbon % av TS	32,5	37,8	32,8	31,4	35,4	36,4	40,7	38,9	36,9	39,6	41,2	37,6	36,8
NH ₄ -N % av TS	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,04	0,1	0,1
pH	5,0	4,4	4,7	5,3	5,2	5,4	5,2	5,2	5,3	5,5	5,5	6,6	5,3
Kobber (Cu) mg/kg TS	66	41	42	52	39	35	36	64	47	56	40	38	46
Sink (Zn) mg/kg TS	110	89	96	97	73	65	72	87	94	100	68	77	86
Nikkel (Ni) mg/kg TS	3,8	2,6	2,8	3,4	3,1	3,0	2,8	7,5	4,2	3,9	3,1	3,1	3,6
Bly(Pb) mg/kg TS	8,5	5,5	6,6	6,4	14,0	4,9	5,1	9,3	9,5	7,3	5,7	5,3	7,3
Cadmium(Cd) mg/kg TS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2

Tabell 6 bilag 2. Tungmetallinnhold i slam fra høygradige renseanlegg- Driftsassistansen i Troms

År		Parameter						
		Kobber	Sink	Nikkel	Krom	Bly	Kadmium	Kvikksølv
1995	Variasjon	120-870	300-2100	12-29	9-23	20-280	0.1-2.3	0.5-1.5
	Middel	360	730	18	16	70	0.4	0.8
1996	Variasjon	192-952	340-769	12-19	21-39	21-231	0.8-3.5	
	Middel	430	470	15	27	58	1.5	
1997	Variasjon	200-1000	250-1100	5-17	11-54	16-120	0.9-4.5	0.2-4.5
	Middel	450	360	12	28	50	2,1	1.4
Grenseverdier	Jordbruk	650	800	50	100	80	2	3
	Grøntareal	1000	1500	80	150	200	5	5

Tabell 7 bilag 2. Sammenligning tungmetaller i silgods med avløpsslam

Silanlegg	Finsiler	Finsiler	Siler		Grenseverdi jordbruk/ skogsareal	Grenseverdi Grøntareal	Gjennomsnittlig innhold i slam i Norge *	Typiske verdier høygradige anlegg i Troms
	Salsnes 0,3 mm 1995-97	Salsnes 0,3 mm 1998	Meva/MaskoZ 1.0/0.8 mm 1995-96	MaskoZoll 0.8 mm 1998				
Antall prøver	17	9	5	12				
Kobber (Cu) mg/kg TS	57	76	69	46	650	1000	247	400
Sink (Zn) mg/kg TS	80	104	130	86	800	1500	356	500
Nikkel (Ni) mg/kg TS	11	5,3	6	3,6	50	80	16	15
Krom (Cr) mg/kg TS	8,2		5,8		100	150	31	20
Bly(Pb) mg/kg TS	7,5	13	4,1	7,3	80	200	35	60
Cadmium(Cd) mg/kg TS	0,2	<0,2	0,2	<0,2	2	5	1,4	2
Kvikksølv(Hg) mg/kg TS	0,3		(0,7)		3	5	1,5	1

* TA 1296: "Avløpsslam og miljøgifter" utgitt av SFT i februar 1996

Tabell 8 bilag 2. Sammensetning av silgods.

Silanlegg	Finsiler	Finsiler	Siler	Siler	Typiske verdier i septikslam
Sil	Salsnes	Salsnes	MaskoZoll		
Silåpning	0,3 mm	0,3 mm	0,8 mm		
År	1995-97	1998	1995-96	1998	
Antall prøver	17	9	5	12	
Tørrestoff %	27	25	18	20	
Glødetap % av TS	85	90	90	96	(80)
Kjeld-N % av TS	1,3	1,7	2,3	1,6	2,0
Fosfor(P) % av TS	0,2	0,2	0,6	0,2	0,5
Kjemisk oks. KOF		336		301	
Org.karbon % av TS					
NH ₄ -N % av TS		0,1		0,1	(0,3)
pH	6,1	5,6	6,4	5,3	6
Kalsium (Ca) g/kg TS	0,5		0,6		(1)
Kalium (K) g/kg TS	0,1		0,5		(1,2)

BILAG 3

NÆRMERE OMTALE AV RENSEANLEGG HVOR RISTGODS ER KARTLAGT

Bilag 3 - Nærmere omtale av renseanlegg hvor ristgods er kartlagt

1. UTVELGELSE AV RENSEANLEGG

Under utvelgelsen ble det lagt vekt på å skaffe en så bred informasjon om ristgodsproblematikken som mulig. Det ble derfor satset på å studere ristgods fra anlegg med ulike risttyper, ulik størrelse på renseanlegg, ulik beliggenhet i forhold til avløpsnett, avløpsvannets oppholdstid på nettet m.v. Utvelgelsen ble foretatt i kontakt med oppdragsgiver, driftsassistanser, miljøvernmyndigheter, konsulentbedrifter samt utstyrsleverandører.

Følgende anlegg ble valgt ut:

1. Alvim renseanlegg, Sarpsborg kommune
2. Fjellfoten renseanlegg, Nes i Akershus
3. Holmestrand renseanlegg
4. RA-2, Strømmen kommune
5. VEAS, Asker

2. BEFARING- OG PRØVETAKING PÅ RENSEANLEGG

2.1. GJENNOMFØRING

Besøkene ved renseanleggene bestod av intervju med personale som hadde god innsikt i anleggets ristfunksjon samt besiktigelse av rist og ristgodshandtering. Ristfunksjonen ble fulgt i 2-3 timer på hvert anlegg. Det ble tatt ut prøver av ristgods direkte på risten. Hvis det viste seg at ristgods- sammensetningen varierte mye i tidsrommet ble det tatt ut flere prøver. Prøver av sand fra sandfang ble tatt ut etter avvanningen enten i container eller på samleband. Besøksrunden ble gjennomført i september - oktober 1998.

3.2. OMTALE AV ANLEGGENE

HOLMESTRAND RA

Renseanlegget har en belastning på 9.800 p.e. Det er et tradisjonelt mekanisk kjemisk anlegg. Q maks er 7200 m³/dg mens middelbelastningen er 4500 m³/dg i tørrvær. Aktuell vannføring ved prøvetidspunkt var 5931 m³/dg.

Renseanlegget ligger noe i utkanten av selve bykjernen. Nedslagsområder strekker seg i nordlig retning ca 20 km og i vestlig retning ca 10-15 km. Det er i alt 35

pumpestasjoner knyttet til påløpsnett. Anlegget har ingen vesentlig industritilknytning. To bekker er knyttet på anlegget.

Den vesentligste belastningen kommer fra selve bykjerne, boligfelter 2-3 km på øversida av byen og noe omlag 10 km i nordlig retning. Oppholdstida på nettet regnes etter dette å være kort.

På anlegget pumpes vannet med tørroppstilte skruesentrifugalpumper (Hidrostal). Ristanlegget består av to Step-screen med lysåpning 5 mm som kjøres samtidig på tidsintervall. Det er urolig vannsone før rista. Vannet pumpes opp ca 2 meter før det møter ristene.

Ristgodset avvannes i en presse før det dumpes plastinnpakket i en container. Containeren er også mottak for avvannet sandfangmasse. Den årlige samlede mengden er antatt til 2,5 tonn pr. måned hvorav 50 % er sandmasser og 50 % ristgods. Til sammenligning er den årlige slamproduksjonen rundt 1200 tonn (23 % TS).

Sandfanget er ikke luftet. Sand fra sandfang transporteres etter avvanning til felles oppsamlingscontainer for ristgods og sandfang.

ALVIM RA

Anlegget betjener Sarpsborg kommune og tilgrensende områder. Det er i alt 73 pumpestasjoner på nettet.

Det er ikke egne innløpspumper. Det er den siste pumpestasjonen på nettet som ivaretar denne funksjonen.

På anlegget er det to nivåstyrte trapperister. Ristgodset blir transportert i rør til container. Transporten blir besørget av hydraulikk. Rører har avvanningsil.

Ristgods og sand fra sandfang lagres internt i samme container.

Personalet kunne ikke melde om vesentlige forskjeller i ristgodssammensetningen over tid.

Sandfanget er luftet. Sanden avvannes og transporteres i rør til container for ristgods og sand.

RA-2

Etter at stavristen ble erstattet med Step-screen har ristgodsmengden økt. Det produseres nå omlag 0,5 m³ ristgods og 0,5 m³ sand pr. dag. Den totale mengden er ikke endret etter Step-screenen ble igangsatt.

Erfaringen er at det som tidligere ikke ble stoppet på rist havnet i sandfang. Nå er situasjonen motsatt. Har også erfaring for at det er mye organisk i sandfang.

Omlag halvparten av tilrenningen til anlegget er som selvfall via tunnel. Resten har nettet har 17 pumpestasjoner med forholdsvis lang oppholdstid.

Allt vannet går i tunnel med selvfall det siste stykket inn mot anlegget. Det har vært noen problemer med bunnfall av sand i tunnelen.

Ristgodset ble tidligere avvannet under transport til container. Pga av en del problemer er dette nå stoppet.

Et argument for å velge anlegget var at vannstrømmen til anlegget ble antatt å være ganske laminær.

Under befaringen var 2 av 3 trapperister i funksjon. Det var så og si heldekkende tepper på ristene under hele befaringen. Ristene var nivåstyrte. Det kunne registreres en maksimal vannspeildifferens for og etter rist på omlag 40-50 cm.

Det var en noe turbulent vannoverflate foran ristene særlig umiddelbart før nivåkontrollen slo inn.

FJELLFOTEN RA, NES KOMMUNE

Fjellfoten har et meget langt tilløpsnett sett i forhold til belastning og vannmengde. Under normal tilrenning kan oppholdstiden for avløpet fra de mest fjernliggende boligområdene være opp til en uke, med et gjennomsnitt på 2-3 dager.

Anlegget har i alt 46 pumpestasjoner. Pga av den forholdsvis lange oppholdstiden tilsettes vannet "Nutriox" for å dempe luktutviklingen.

Under befaringen var det ikke sammenhengende teppe på rista dvs. ca 60 % av ristarealet var dekket. En mulig årsak til dette var at risten var tidstyrt og ikke nivåstyrt.

Det var turbulente forhold foran rista pga kort avstand mellom mellom rørmunning og rista.

Det var ikke merkbar forskjell i dannelsen av ristgodsmatte på rista i løpet av den dagen kartleggingen foregikk..

Oppholdstid på nettet opptil 2-3 døgn og lengere for de mest fjernliggende områdene.

Sandfanget på anlegget er luftet. Sanden avvannes og transporteres i rør til container for ristgods og sand.

VESTFJORDEN AVLØPSSELSKAP, ASKER

Til anlegget er tilknyttet 427.000 personer. Medregnes industri utgjør dette omlag 600.000 p.e. Hovedmengden av tilløpet kommer fra Oslo i en 42 km underjordisk tunnel. Det meste av vanntransporten foregår med selvfyll. Ved renseanlegget pumpes vannet 26 m opp v.h.a. kraftige sentrifugalpumper med kuttekniver.

Oppholdstiden for hovedmengden av tilrenningen regnes til 6-7 timer.

I 1993 ble eldre maskinrensede stavrister (12 mm åpning) skiftet ut med nivåstyrte trapperister (Meva). Det var forventet at ristgodsmengden ville øke betydelig ved denne utskiflingen, men mengdeøkning er knapt registrert.

Det var et godt dekkende teppe på rista under befaringen. Et markert trekk fra de andre ristene som ble undersøkt var forholdsvis store enheter som større stueplantelblad, et helt såpestykke, kondomeske, ½ appelsin, store gulrotskiver, 10 cm lang rabarbrastilk m.v.

Personalet mener det er forskjell i sammensetningen av ristgods over døgnet. Forskjellen er mest synlig når dagvannet fra Oslo når renseanlegget dvs ved begynnende kveld.

Sandfanget er luftet. Sanden avvannes og legges på felles transportbånd for sand og ristgods. Begge fraksjonene lagres internt i felles container.

Tabell 1 bilag 3. Data om renseanleggene

	Alvim ra	Fjellfoten ra	Holmestrand ra	RA-2	VEAS
Beliggenhet	Sarpsborg	Nes kommune	Holmestrand	Strømmen	Asker
Antall p.e.	44.200	10.000	9.800	95.000	600.000
Q middel m³/h	960	133	190	1.830	11410
Slamproduksjon tonn /år	4.200	1.600	1.200	17.220	50.455
Slamproduksjon tonn TS/år	1.235	390	276	4.133	12.600
Ristgods og sand, tonn/år	130	58,5	30	365	1.560
Oppgitt fordeling ristgods/sand (vekt-%)	50/50	50/50	50/50	50/50	50/50
Riststype	Trapperist	Trapperist	Trapperist	Trapperist	Trapperist
Riststyring	Nivå	Tid		Nivå	Nivå

BILAG 4

EKSEMPEL – MILJØKOSTNADER FOR RIST- OG SILGODS I TROMS

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING	3
2. MILJØREGNSKAP	4
2.1 GENERELT	4
2.1.1 Utslippskoeffisienter	4
2.1.2 Verdssettingskoeffisienter	4
2.1.3 Komplette miljøregnskap	4
2.2 TIDLIGERE ARBEIDER	5
2.2.1 Generelt	5
2.2.2 Verdssettingskoeffisienter	5
2.2.3 Utslippskoeffisienter	5
2.3 VÅRT ARBEID	6
2.3.1 Generelt	6
2.3.2 Verdssettingskoeffisienter	6
2.3.3 Utslippskoeffisienter	7
3. RIST- OG SILGODS I TROMS FYLKE	8
3.1 MENGDE RIST- OG SILGODS I TROMS FYLKE	8
3.2 KJEMISK INNHOLD I RIST- OG SILGODS	8
4. TRANSPORT AV RIST- OG SILGODS	10
4.1 GENERELT	10
4.2 KJØRETØY	10
4.2.1 Kapasitet og utslipp fra kjøretøyene	10
4.3 TOTAL TRANSPORTLENGDE	10
4.4 TOTALE UTSLIPP AV CO ₂ , SO ₂ OG NO _x FRA TRANSPORT AV RIST- OG SILGODS	12
5. BEHANDLING AV RIST- OG SILGODS	13
5.1 ALTERNATIVER	13
5.2 AVGRENSNINGER MED HENHOLD PÅ UTSLIPP	13

5.3	FORBRENNING	14
5.3.1	Generelt	14
5.3.2	Forventet utslipp av klimagasser og forurensninger ved forbrenning av rist- og silgods i Troms fylke og påfølgende miljøkostnader	14
5.4	KOMPOSTERING OG LANGTIDSLAGRING	15
5.5	TERMISK TØRKNING	17
6.	MILJØREGNSKAP FOR RIST- OG SILGODS I TROMS FYLKE	18
6.1	OVERSIKT OVER UTSLIPPENE FRA DE FORSKJELLIGE ALTERNATIVENE	19
6.2	MILJØKOSTNADENE VED DE FORSKJELLIGE ALTERNATIVENE	20

1. INNLEDNING

Miljøregnskap for rist- og silgods er gjort i tilknytting til NORVAR-prosjektet "Rist- og silgods – karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger".

Ved vurdering og anbefaling av aktuelle løsninger vil det være nyttig å kunne dokumentere totale miljøkostnader med transport og behandling. Da det ville vært et altfor stort arbeide å lage et miljøregnskap for hele landet har vi valgt å ta for oss Troms fylke, som vi kjenner best.

Et miljøregnskap for rist- og silgods kan bli veldig omfattende. Vi har valgt å vurdere miljøkostnadene i forbindelse med transporten og behandlingsprosessen.

2. MILJØREGNSKAP

2.1 GENERELT

Miljøkostnaden til et utslipp utgjør en utslippskoeffisient multiplisert med en verdsettingskoeffisient. Utslippskoeffisienten anslår mengden fysisk utslipp, mens verdsettingskoeffisienten anslår verdien eller kostnaden til selve utslippet pr. vektenhet.

2.1.1 Utslippskoeffisienter

Utslippskoeffisienten er avhengig av flere faktorer. Først og fremst er den avhengig av den prosessen som fører til utslippet, men også om utslippet skjer over en kortere eller en lengre periode. Tidsaspektet innebærer at vi i beregningene av utslippskoeffisientene må ta hensyn til tidsperioden utslippene skjer over. For å få en riktig utslippskoeffisient må en se på det totale utslippet i løpet av hele prosessen.

2.1.2 Verdsettingskoeffisienter

Verdsettingskoeffisienten sier noe om kostnaden av utslippet. I regnskapet er man ute etter den totale samfunnsøkonomiske verdien av utslippet og i det inngår økt dødelighet, økt sykefravær, forringelse av livskvalitet, lavere eiendomspriser, lavere matproduksjon og mange andre faktorer. Hvordan forurensninger påvirker omgivelsene er veldig vanskelig å anslå. Det er både avhengig av typen utslipp og av omgivelsene. For eksempel vil utslipp i miljøer med gode resipienter få mindre betydning enn utslipp i miljøer med dårlige resipienter.

Det finnes mange metoder for å bestemme verdsettingskoeffisienter og ingen enkelt metode, eller sett av metoder, er i utgangspunktet allment akseptert. Ulike metoder gir systematisk forskjellige svar.

2.1.3 Komplette miljøregnskap

For å få et komplett miljøregnskap for et produkt eller en prosess må en vurdere hele prosessen / tilvirkningen av produktet fra start til slutt. Alle faktorer som på eller annen måte er med i eller påvirker prosessen eller tilvirkningen av produktet må vurderes. I praksis er det vanskelig og et slikt miljøregnskap vil bli meget omfattende. For å få et mer håndterlig miljøregnskap legges det som regel inn noen begrensninger. Det gjør miljøregnskapet mindre omfattende, men samtidig risikerer en at regnskapet viser feil resultat.

2.2 TIDLIGERE ARBEIDER

2.2.1 Generelt

Miljøregnskap og miljøkostnader har kommet mer og mer i de siste årene, og i takt med økningen i interessen har det også blitt gjennomført flere undersøkelser. Imidlertid omfatter mesteparten av arbeidet hvordan en skal verdsette utslippene og i mindre grad bestemmelse av utslippskoeffisienter. Spesielt for CO₂ og metan er det gjort mange undersøkelser, men det er også gjort en del undersøkelser knyttet til svevestøv og forskjellige tungmetaller.

Et fellestrekk for undersøkelsene er den store forskjellen på verdien til verdsettungskoeffisientene som undersøkelsene kommer frem til. Forskjellene viser at det er vanskelig å bestemme prisen på et utslipp.

2.2.2 Verdsettungskoeffisienter

I regi av Norsk Forskningsråd gjennomførte ECON i 1995 en undersøkelse for å anslå miljøkostnader fra kommunalt avfall ved utslipp til luft, vann og jord. Undersøkelsen resulterte i rapporten 338/95 "Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall". Denne rapporten var så med å danne grunnlaget for SFT sin rapport 95:16 "miljøkostnader ved avfallshåndtering". I miljøregnskapet for rist- og silgods er verdsettungskoeffisientene hentet fra disse to rapportene.

2.2.3 Utslippskoeffisienter

Når det gjelder bestemmelse av utslippskoeffisienten knyttet til behandling av rist- og silgods er det gjort svært lite arbeid. Imidlertid er det gjort noe arbeid gjeldende forbrenning og deponering av våtorganisk avfall. I SFT sin rapport 96:16, "Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall" er det presentert en del resultater gjeldende deponering og forbrenning av kommunalt avfall. Rapporten mangler imidlertid informasjon om utslipp fra transporten og byggingen av behandlingsanleggene.

Når det gjelder utslipp av CO₂, NO_x, SO₂ og andre stoffer fra transporten finnes det en god del data, blant annet fra rapporten "Energibruk og utslipp til luft fra transport i Norge" utgitt av SSB. Informasjon om effekten av transport på andre og mer diffuse faktorer som for eksempel ulykker finnes i mindre grad.

Vurdering av utslipp fra byggingen av behandlingsanleggene er i svært liten grad gjort, dessuten er det ikke blitt vurdert i andre miljøregnskap. Selve behandlingsanleggene er mer eller mindre oversett.

2.3 VÅRT ARBEID

2.3.1 Generelt

Verken i rapporten 95:16 "Miljøkostnader ved avfallshåndtering" eller i rapporten 96:16 "Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall" ble transporten eller selve behandlingsanlegget vurdert. For å få et mer komplett miljøregnskap må begge disse faktorene vurderes. Når det gjelder selve behandlingsanlegget er det en god del miljøkostnader knyttet til bygging av det og det stor forskjell på å etablere et langtidslager kontra et forbrenningsanlegg. I et godt miljøregnskap bør denne forskjellen komme til syne. Da det er vanskelig å tallfeste miljøkostnadene til et behandlingsanlegg har vi valgt en mer skjønnsmessig vurdering av anleggene. Det vil ikke gi et helt riktig bilde, men vurderingen illustrerer noe av forskjellene.

2.3.2 Verdssettingskoeffisienter

I forbindelse med miljøregnskap for rist- og silgods har vi hentet de forskjellige verdssettingskoeffisientene fra SFT sin rapport 95:16. Tabell 1 viser de forskjellige tallene og med de kommentarer som ble gitt i SFT sin rapport.

Tabell 1 Anslag for miljøkostnader pr. kg utslipp i 1994-kr. Hentet fra SFT sin rapport 95:16 "Miljøkostnader ved avfallshåndtering".

Faktor	Verdssettingsmetode	Kr pr kg	Kommentar
CO ₂	Stabiliseringsavgift	1,2	Høyt anslag
	Dagens CO ₂ – avgift	0,375	Mellom anslag
	Skadekostnader	0,036	Lavt anslag
CH ₄	Stabiliseringsavgift	27,6	Høyt anslag
	Dagens CO ₂ – avgift	8,6	Mellom anslag
	Skadekostnader	0,715	Lavt anslag
SO ₂	Svovelavgiften	17	
NO _x	Skadekostnader	601	Områder med overskridelse av luftkvalitetskriterier
	Svovelavgiften, ekvivalensbetraktning	21	Områder uten overskridelse av luftkvalitetskriterier
Dioksiner	Tiltakskostnader industriutslipp	1.600.000.000	Anslag for de største utslippene
Hg	Ekvivalensbetraktning blyavgift bensin	20.500	Høyt anslag
	Tiltakskostnader Hg –utslipp	1.230	Lavt anslag
Cd	Ekvivalensbetraktning blyavgift bensin	7.400	Høyt anslag
	Ekvivalensbetraktning tiltakskostnader Hg	442	Lavt anslag

2.3.3 Utslippskoeffisienter

Vi har vurdert utslipp i forbindelse med transporten og behandlingsprosessen. Når det gjelder behandlingsanleggene har vi som sagt valgt en mer skjønnsmessig vurdering. Vi har valgt å ikke se på utslippene fra andre faktorer som er med i eller påvirker behandlingen av rist- og silgodset, som for eksempel energibruk.

Ved beregninger av utslippene fra transporten har vi tatt utgangspunkt i transportavstander og gjennomsnittlig utslipp pr km fra lastebiler.

Ved beregning av miljøkostnader fra behandlingsprosessene har vi overført resultater fra undersøkelser som er gjort på våtorganisk avfall over til rist- og silgods. Der det er gitt flere verdier for utslippene har vi, for å få oversikt over usikkerheten, brukt en nedre og en øvre grense for utslippene.

I miljøregnskap for rist- og silgods har vi valgt noen nøkkelstoffer som vi vil vurdere. Først og fremst har vi konsentrert oss om klimagassene CO₂ og metan. Disse to gassene er for tiden meget aktuelle, blant annet med bakgrunn i Kyoto-avtalen og de etterfølgende forhandlingene om reduksjoner i utslippene av CO₂. I tillegg til klimagassene har vi vurdert tungmetaller, dioksiner og NO_x.

3. RIST- OG SILGODS I TROMS FYLKE

3.1 MENGDER RIST- OG SILGODS I TROMS FYLKE

Mengdene rist- og silgods i kommunene i Troms fylke er vist i tabell 2. Tabell 2 er basert på informasjon fra kommunene og oversikt over alle kommunale renseanlegg i fylket.

Mesteparten av rist- og silgodset kommer fra Tromsø og Harstad kommuner. I tillegg til Tromsø og Harstad kommuner er det ni andre kommuner der det genereres rist- og silgods. Disse kommunene er spredt over hele fylket fra Kvæningen som grenser til Finnmark fylke og til Kvæfjord som grenser mot Nordland fylke.

Tabell 2 Mengden rist- og silgods inkludert sand i Troms fylke. Kun de kommunene som har rist- og silgods er nevnt.

Kommune	Antall anlegg	Ristgods tonn	Silgods tonn	Sum kommune tonn	Andel i prosent
Balsfjord	2	46	44	90	5,8 %
Harstad	6	9	452	461	29,6 %
Kvæfjord	2	0	48	48	3,1 %
Kvæningen	1	24	0	24	1,5 %
Målselv	3	92	0	92	5,9 %
Nordreisa	1	75	0	75	4,8 %
Skjervøy	1	0	6	6	0,4 %
Skånland	1	0	16	16	1,0 %
Storfjord	1	1	0	1	0,1 %
Tranøy	1	1	0	1	0,1 %
Tromsø	4	0	744	744	47,8 %
Sum	23	248	1310	1558	100,0 %

3.2 KJEMISK INNHOLD I RIST- OG SILGODS

I forbindelse med NORVAR- prosjektet er det gjennomført flere kjemisk analyser på rist- og silgods. Prøvene for silgods er hentet fra 7 forskjellige renseanlegg i Tromsø, og totalt i 1998 er det blitt gjennomført 21 kjemiske analyser på silgods. Prøvene for ristgods er hentet fra 5 forskjellige renseanlegg på Østlandet. Gjennomsnittet for 21 analysene på silgods og de fem analysene på ristgods er presentert i tabell 3.

I tabellen har vi også sammenlignet det kjemiske innholdet i rist- og silgods med vanlige verdier for slam fra rensesanlegg. I tillegg har vi oppgitt grenseverdiene for metallinnhold i slam som skal brukes på grøntareal og jordbruk.

Tabell 3 Kjemisk innhold av rist- og silgods sammenligning med kjemisk innhold i slam og kravene for spredning på grøntareal og jordbruk.

Faktor	Ristgods	Silgods	Grenseverdi jordbruk	Grenseverdi grøntareal	Gjennomsnitt i slam*
Tørrestoff %	10,9	22,5			
Glødetap % av TS	88,0	93,0			
Kjeld-N % av TS	2,46	1,65			
Fosfor % av TS	0,52	0,2			
KOF-Cr g O/kg	-	318,5			
Org. karbon % av TS	-	37,05			
NH ₄ -N % av TS	-	0,1			
pH	6,3	5,45			
Cu mg/kg TS	11,0	61	650	1000	247
Zn mg/kg TS	18,8	95	800	1500	356
Ni mg/kg TS	0,13	4,45	50	80	16
Pb mg/kg TS	-	10,15	80	200	35
Cd mg/kg TS	0,05	<0,2	2	5	1,4
Hg mg/kg TS	0,05	-	3	5	1,5

* TA 1296 : "Avløpsslam og miljøgifter" utgitt av SFT i februar 1996.

4. TRANSPORT AV RIST- OG SILGODS

4.1 GENERELT

En stor del av miljøkostnadene knyttet til behandling av rist- og silgods oppstår i forbindelse med transporten. Transporten medfører forurensninger som støy og støv, utslipp av klimagasser og andre stoffer, trafikkulykker med tilhørende menneskelige og materielle skader og mange andre typer miljøskader. Et komplett miljøregnskap må ha tatt hensyn til alle disse faktorene, men for å ikke gjøre miljøregnskapet for omfattende har vi valgt å konsentrere oss om utslippene av CO₂, SO₂ og NO_x.

4.2 KJØRETØY

4.2.1 Kapasitet og utslipp fra kjøretøyene

I forbindelse med transporten er det forutsatt at det brukes lastebiler på inntil 17 tonn. Utslippene av CO₂, SO₂ og NO_x pr. km er vist i tabell 4. Tallene er basert på informasjon fra rapport 97/7 "Energibruk og utslipp til luft fra transport i Norge" utgitt av SSB.

Tabell 4 Utslipp av CO₂, SO₂ og NO_x fra lastebiler.

Faktor	Utslipp gram pr kg diesel
CO ₂	3170
SO ₂	1,4
NO _x	38,9

4.3 TOTAL TRANSPORTLENGDE

På grunn av at enkelte kommuner har små ukemengder rist- og silgods har vi antatt at kommunene koordinerer transporten der det er mulig. Ved koordinering av transporten brukes avstanden fra kommunen lengst unna behandlingsstedet som grunnlag for beregningene. For de andre kommunene regnes avstanden fra kommunesenteret til tilknytningspunktet for omlasting til fellestransporten.

Ved forbrenning på Botnhågen antar vi at kommunene har følgende koordinering av transporten :

- Kvæningen, Nordreisa, Skjervøy, Storfjord, Balsfjord og Målselv kommuner går sammen.
- Harstad, Skånland og Kvæfjord kommuner går sammen.
- Tromsø og Tranøy kommuner kjører hver for seg.

Ved termisk tørking på Stormoen antar vi at kommunene følgende koordinering av transporten :

- Kvæningen, Nordreisa, Skjervøy og Storfjord kommuner går sammen.
- Harstad, Skånland, Kvæfjord, Tranøy og Målselv kommuner går sammen.
- Tromsø og Balsfjord kommuner kjører hver for seg.

Ved lokale komposteringsanlegg antar vi følgende :

- Kvæningen, Nordreisa, Skjervøy og Storfjord sender rist- og silgods til Storslett.
- Harstad, Kvæfjord og Skånland sender rist- og silgods til Skjærstad.
- Tromsø og Balsfjord sender rist- og silgods til Tromsø.
- Tranøy og Målselv sender rist- og silgods til Gibostad.

Ved sentral kompostering og langtidslagring på Andselv antar vi at kommunene har følgende koordinering av transporten :

- Kvæningen, Nordreisa, Skjervøy, Storfjord og Balsfjord kommuner går sammen.
- Harstad, Skånland og Kvæfjord kommuner går sammen.
- Tromsø, Tranøy og Målselv kjører hver for seg.

Følgende antagelser er gjort om tømmerutinene i kommunene :

- I Tromsø og Harstad antar vi rist- og silgods tømmes hver uke.
- I resten av kommunene antar vi at rist- og silgods tømmes annenhver uke.

Tabell 5 viser de totale transportavstander ved de forskjellige behandlingsløsningene. Tabellen er basert på transportavstander fra de respektive kommunesentrene og tur/retur til behandlingsstedene. Ved lokal langtidslagring har vi antatt en maksimal transportlengde på 50 km tur/retur.

Tabell 5 Totale transportavstander ved de forskjellige alternativene. Alle tallene er i km.

Kommune	Forbrenning	Termisk tørrking	Kompostering		Langtidslagring	
			Lokale	Sentralt	Lokalt	Sentralt
Til	Botnhågen	Stormoen	*	Andselv	-	Andselv
Balsfjord	260	780	4 680	260	1 300	260
Harstad	22 152	24 544	1 456	18 200	2 600	18 200
Kvæfjord	676	676	988	676	1 300	676
Kvænangen	17 576	12 428	3 848	15 600	1 300	15 600
Målselv	260	260	3 432	260	1 300	260
Nordreisa	260	260	260	260	1 300	260
Skjervøy	2 600	2 600	2 600	2 600	1 300	2 600
Skånland	260	260	2 496	260	1 300	260
Storfjord	260	260	6 188	260	1 300	260
Tranøy	2 808	4 784	3 744	4 784	1 300	4 784
Tromsø	17 888	7 592	2 600	13 936	2 600	13 936
Summer	65 000	54 444	32 292	57 096	16 900	57 096

*Lokal kompostering er antatt å foregå på Gibostad, Skjærstad, Tromsø og Storslett.

Som vi ser av tabellen innebærer en eller annen form for sentral behandlingsløsning betydelig lengre transportavstander enn for et kommunalt behandlingsanlegg (lokal langtidslagring). Dette henger naturligvis sammen med de lange avstandene mellom de forskjellige kommunesentrene i fylket.

4.4 TOTALE UTSLIPP AV CO₂, SO₂ OG NO_x FRA TRANSPORT AV RIST- OG SILGODS

På bakgrunn av tabell 4 (Utslipp av CO₂, SO₂ og NO_x fra lastebiler og vogntog) og tabell 5 (Totale transportavstander ved de forskjellige alternativene.) er mengden utslipp av CO₂, SO₂ og NO_x beregnet. Resultatet fra beregningene er vist i tabell 6.

Tabell 6 Utslipp av CO₂, SO₂ og NO_x fra transport av rist- og silgods.

Faktor	Forbrenning	Termisk tørrking	Kompostering		Langtidslagring	
			Lokale	Sentralt	Lokalt	Sentralt
Kjorte km	65 000	54 444	32 292	57 096	16 900	57 096
Diesel kg	26 000	21 778	12 917	22 838	6 760	22 838
CO ₂ kg	82 420	69 035	40 946	72 398	21 429	72 398
SO ₂ kg	36	30	18	32	9	32
NO _x kg	1 040	871	517	914	270	914

5. BEHANDLING AV RIST- OG SILGODS

5.1 ALTERNATIVER

Det finnes flere forskjellige behandlingsmetoder for rist- og silgods. I miljøregnskapet for rist- og silgods har vi tatt utgangspunkt i fire følgende metoder for behandling.

- Forbrenning
- Termisk tørking
- Sentral og lokal kompostering
- Sentral og lokal langtidslagring

For kompostering og langtidslagring har vi både vurdert sentral og lokal behandling. For forbrenning og termisk tørking har vi tatt utgangspunkt i eksisterende anlegg på henholdsvis Botnhågen og Stormoen.

5.2 AVGRENSNINGER MED HENHOLD PÅ UTSLIPP

CO₂ utslippene fra behandlingen har sin opprinnelse i naturlige kilder (rist- og silgods er organisk materiale). Disse vil derfor ikke gi noe netto bidrag til utslippene av klimagasser. Vi har derfor kun vurdert CH₄ som en netto bidragsyter til utslipp av klimagasser.

I prinsippet vil alt av tungmetaller i rist- og silgodset før eller siden havne tilbake i det naturlige kretsløpet. Det kan diskuteres hvordan en skal beregne utslippene og miljøkostnadene fra tungmetallene. I miljøregnskap for rist- og silgods har vi gjort følgende forutsetninger :

- Ved forbrenning vurderer vi at tungmetaller som kommer ut i luft bidrar til miljøkostnadene. Resten av tungmetallene vil havne i slagget, flygcasken eller i filterkaken fra renseanlegget. Dette vil så bli deponert på fylling. Med tid og stunder vil tungmetallene komme ut i det naturlige kretsløpet, men det vil ta meget lang tid. Vi vurderer derfor at de ikke bidrar til eventuelle miljøkostnader.
- Ved bruk av de andre behandlingsmetodene vil mesteparten av tungmetallene havne i et jordforbedringsmiddel. I løpet av noen måneder til noen få år vil tungmetallene så komme i det naturlige kretsløpet. Vi vurderer derfor alt av tungmetaller i rist- og silgods som en bidragsyter til miljøkostnadene.

5.3 FORBRENNING

5.3.1 Generelt

Vi tatt utgangspunkt i Senja avfallsselskap AS sitt forbrenningsanlegg på Botnhågen. For å få en oversikt over utslippene fra forbrenningsanlegg har vi hentet tall fra SFT sin rapport 96:16 "Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall".

I SFT sin rapport 96:16 er det referert til en del data om utslipp fra forbrenningsanlegg. Dataene er dels hentet fra litteraturundersøkelser og dels fra informasjon fra de fem største forbrenningsanleggene i Norge. Imidlertid er det en del usikkerhet knyttet til dataene. For utslipp av metan har man ingen konkrete undersøkelser. Fra rapport 93/24, Statistisk sentralbyrå er det hentet et tall på 0,23 kg/tonn avfall. Dette tallet blir i SFT sin rapport 96:16 vurdert som for høyt. Videre henvises det til andre litteraturundersøkelser og antagelser som gjort ved utslipp av metan fra faking i Nordsjøen. Til slutt kommer rapporten frem til at en antagelse om at 0,01% av karbonet blir til metan. Vi har derfor valgt å bruke 0,23 kg metan/tonn avfall som en øvre grense og 0,01 % av karbonet som en nedre grense. Mengden utslipp av tungmetaller, NO_x og dioksiner er basert på analyser gjort på røkgassene fra de fem største forbrenningsanleggene i Norge.

Tabell 7 Utslipp til luft ved forbrenning av husholdningsavfall i norske forbrenningsanlegg. Tallene er hentet fra SFT sin rapport 96:16; "Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall".

Faktor	utslipp	enhet
CH ₄ øvre grense	0,23	kg/tonn avfall
CH ₄ nedre grense	0,01	% av karboninnholdet
CO ₂	0*	kg/tonn
NO _x	2,1	kg/tonn
Dioksiner	0,000014	gram/tonn
Kobber	0,05	gram/tonn
Kvikksølv	0,025	gram/tonn
Kadmium	0,0005	gram/tonn

*naturlig opprinnelse og vil ikke bidra netto til klimagasser.

5.3.2 Forventet utslipp av klimagasser og forurensninger ved forbrenning av rist- og silgods i Troms fylke og påfølgende miljøkostnader

Tabell 8 viser forventet mengde utslipp til luft ved forbrenning av rist- og silgodset i Troms fylke. Vi har antatt at utslippene ved forbrenning av rist- og silgods vil bli de samme som for forbrenning av husholdningsavfall. De forskjellige

kostnadsanslagene er beregnet ut fra verdsettingskoeffisientene som er gitt i kapittel 3.3.2.

Tabell 8 Forventet mengde utslipp til luft og miljøkostnader ved forbrenning av 1558 tonn rist- og silgods.

Faktor	Enhet	Mengde utslipp	Miljøkostnad i kroner		
			Høyt nivå	Mellom nivå	Lavt nivå
CH ₄ øvre grense	kg	358	9 890	3 082	13
CH ₄ nedre grense	kg	58	1 593	496	2
NO _x	kg	3 272	1 966 352		68 708
Dioksiner	gram	0,022		34 899	
Kvikksølv	gram	39,0	798		48
Kadmium	gram	7,8	58		3

5.4 KOMPOSTERING OG LANGTIDSLAGRING

Ved kompostering og langtidslagring vil de viktigste utslippene være tungmetaller og noe metangass. Det vil ikke være noen utslipp av NO_x eller dioksiner. Tungmetallene vil for det meste følge komposten / jordforbedringsmiddelet. Mengden tungmetaller i komposter / jordforbedringsmiddelet er direkte avhengig av innholdet av tungmetaller i det opprinnelige rist- og silgodset.

Utslippene av metangass er veldig avhengig av driften. Ved optimal drift vil det bli svært lite utslipp av metangass, mens ved dårlig drift vil utslippene av metangass bli noe høyere.

Utslippene av metangass er avhengig av hvor mye av det organiske materiale som brytes anaerob ned. Rist- og silgodset er i utgangspunktet rimelig lett nedbrytbart. Jordforsk regner med at 50-60 % av det organiske materiale vil brytes ned, men at bare maksimalt 3-4 % av det nedbrutte materiale vil, ved dårlig drift av anlegget, ende opp som biogass. Biogass består for øvrig av 60% metan, nesten 40% CO₂ og noen små mengder av diverse andre stoffer.

Langtidslagring medfører noe større utslipp av biogass enn komposteringsanlegg. Vi antar at ved normal drift av komposteringsanlegget vil rundt 0,5 % av det organiske karbonet ende opp som biogass, mens for langtidslager vil mengdene biogass være det dobbelte.

Kjemiske analyser av silgodset fra rensanleggene i Tromsø viser at tilgjengelig organisk karbon ligger på rundt 37% av mengden tørrstoff. Fra 1.558 tonn rist- og silgods med et tørrstoffinnhold på 22,5% vil tilgjengelig organisk karbon bli 130 tonn. I tillegg til organisk karbon fra rist- og silgodset kommer det organisk karbonet som er i strukturmaterialet.

For å få komposteringen og langtidslagringen til å fungere må det tilsettes strukturmateriale. Dette strukturmaterialet vil i noe grad bidra til produksjonen av metan, men strukturmateriale vil ikke samme grad som rist- og silgodset bli brutt ned. Bare rundt 20% av det organiske materiale vil bli brutt ned. For å få et riktig bilde av utslippene av metan må den totale mengden nedbrutt organisk karbon bestemmes.

Mengden strukturmateriale som er nødvendig er avhengig av TS-innholdet i rist- og silgodset. Jordforsk har gjennomført forskjellige beregninger. Jordforsk har gjennomført beregningsmodeller som viser at det ved kompostering av rist- og silgods kreves fra 500 kg og til 800 kg strukturmateriale for hvert tonn avfall. Dersom det er behov for 800 kg pr tonn avfall må det totalt tilsettes 1246 tonn strukturmateriale til 1558 tonn rist- og silgods. Med 40% tilgjengelig organisk karbon i trevirke vil mengden tilgjengelig organisk karbon i strukturmateriale bli 500 tonn.

Langtidslagring krever mindre tilsetning av strukturmateriale. Først og fremst må rist- og silgodset dekkes til med bark eller lignende, men noe strukturmateriale må også blandes inn i avfallet. Nødvendig mengde strukturmateriale ligger på ca. halvparten i forhold til kompostering. Totalt er snakk om totalt 623 tonn strukturmateriale. Tilgjengelig organisk karbon i strukturmateriale blir dermed 250 tonn.

60% av det organiske materiale i rist- og silgodset og 20% av det organiske materiale i strukturmateriale brytes ned. Det fører til at ved kompostering så vil om lag 178 tonn eller $14,8 \cdot 10^6$ mol karbon omdannes til CO_2 , metan og andre stoffer. Ved langtidslagring vil tilsvarende tall bli 128 tonn eller $10,7 \cdot 10^6$ mol karbon. Tabell 9 viser mengden metangass generert ved forskjellige andeler anaerob nedbrytning.

Tabell 9 Mengde metangass som dannes fra langtidslagring og kompostering av organisk materiale ved forskjellige andeler anaerob nedbrytning.

Andel av karbonet som brytes ned anaerob	Mengde metan som dannes	
	Ved kompostering (178 t karbon omdannes)	Ved langtidslagring (128 t karbon omdannes)
4%	9,6 tonn metan	6,8 tonn metan
2%	4,8 tonn metan	3,4 tonn metan
1%	2,4 tonn metan	1,7 tonn metan
0,5%	1,2 tonn metan	0,85 tonn metan
0,1%	0,24 tonn metan	0,17 tonn metan

Tabell 10 Forventet mengde utslipp og miljøkostnader ved kompostering av rist- og silgods.

Faktor	Enhet	Mengde utslipp	Miljøkostnad i kroner		
			Høyt nivå	Mellom nivå	Lavt nivå
CH ₄ normal drift	kg	1.200	33.120	10.320	858
Kvikksølv	gram	70	1.435		86
Kadmium	gram	70	518		31

Tabell 11 Forventet mengde utslipp og miljøkostnader ved langtidslagring av rist- og silgods.

Faktor	Enhet	Mengde utslipp	Miljøkostnad i kroner		
			Høyt nivå	Mellom nivå	Lavt nivå
CH ₄ normal drift	kg	1.700	46.920	14.620	1.216
Kvikksølv	gram	70	1.435		86
Kadmium	gram	70	518		31

5.5 TERMISK TØRKNING

Termisk tørking medfører at vanddamp og de flyktige organiske forbindelsene fordampes. Den delen av rist- og silgodset som en sitter igjen med etter tørkingen har et tørrstoffinnhold på 80-90 %.

Rist- og silgodset er verken aerob eller anaerob nedbrutt. Denne prosessen starter først når rist- og silgodset spredes på grøntareal eller brukes som gjødning. Ved god spredning vil produksjonen av metan bli minimal, slik at mesteparten av miljøkostnadene er fra tungmetallene. Alt av tungmetaller i rist- og silgodset vil følge med det tørkede produktet, og totalt er det snakk om rundt 70 gram Hg og 70 gram Cd.

Den største miljøkostnaden imidlertid er fra energiforbruket. Tørkeprosessen krever en god del energi for å kunne gjennomføres.

6. MILJØREGNSKAP FOR RIST- OG SILGODS I TROMS FYLKE

I det etterfølgende avsnitt har vi satt sammen miljøkostnader fra transporten og behandlingsprosessen for de forskjellige alternativene. I tillegg har vi også gjort en miljømessig vurdering av behandlingsanleggene. Vi har delt inn anleggene inn i følgende fem grupper avhengig av deres miljøkostnader :

- Meget høy miljøkostnad
- Høy miljøkostnad
- Middels miljøkostnad
- Lav miljøkostnad
- Meget lav miljøkostnad

Formålet med denne vurderingen er å få frem forskjellene i miljøkostnadene til de forskjellige anleggene. Denne forskjellen er imidlertid vanskelig å tallfeste, så vi bruker en mer skjønsmessig vurdering istedenfor.

6.1 OVERSIKT OVER UTSLIPPENE FRA DE FORSKJELLIGE ALTERNATIVENE

Tabell 12 viser en oversikt over de forskjellige utslippene ved forskjellige behandlingsløsninger. Utslippene av klimagasser, omregnet til CO₂ – ekvivalenter, er også presentert i figur 1. I beregningene har vi har antatt at 1 kg CH₄ tilsvarer 23 kg CO₂.

Tabell 12 Sammenstilling av utslippene ved de forskjellige alternativene. Alle verdier er i kg.

Alternativ	Fra transporten				Fra behandlingen				
	CO ₂	NO _x	SO ₂		CH ₄	Hg	Cd	Dioksiner	NO _x
Forbrenning	82.420	1.040	36		58-358	0,039	0,0078	2,2*10 ⁻⁵	3272
Termisk tørking	69.035	871	30		-	0,070	0,070	0	0
Lokale kompostanlegg	40.946	517	18		1.200	0,070	0,070	0	0
Sentralt kompostanlegg	72.398	914	32		1.200	0,070	0,070	0	0
Lokale langtidslagre	21.429	270	9		1.700	0,070	0,070	0	0
Sentral langtidslager	72.398	914	32		1.700	0,070	0,070	0	0

6.2 MILJØKOSTNADENE VED DE FORSKJELLIGE ALTERNATIVENE

Tabell 13 viser miljøkostnadene med utslippene fra de forskjellige behandlingss løsningene. Verdiene er også presentert i figur 2.

Tabell 13 Vurdering av miljøkostnadene ved de forskjellige alternativene.

Alternativ	Fra transporten				Fra behandlingen				Sum kostnader	Behandlings anlegg
	CO ₂ *	NO _x **	SO ₂	CH ₄ ***	Hg	Cd	Dioksiner	NO _x **		
Forbrenning	30.908	21.840	619	500-3078	48-798	3-58	34.899	68.708	157.525-160.908	Meget høy
Termisk tørking	25.888	18.293	518	-	86-1.435	31-518	0	0	44.816-46.652	Høy
Lokale kompostanlegg	15.355	10.850	307	10.320	86-1.435	31-518	0	0	36.949-38.785	Middels
Sentralt kompostanlegg	27.149	19.184	544	10.320	86-1.435	31-518	0	0	57.314-59.150	Høy
Lokale langtidslagere	8.036	5.678	161	14.620	86-1.435	31-518	0	0	28.612-30.448	Lav
Sentral langtidslager	27.149	19.184	544	14.620	86-1.435	31-518	0	0	61.614-63.450	Middel

* For CO₂ utslipp har vi brukt CO₂ avgiften på 0,375kr/kg

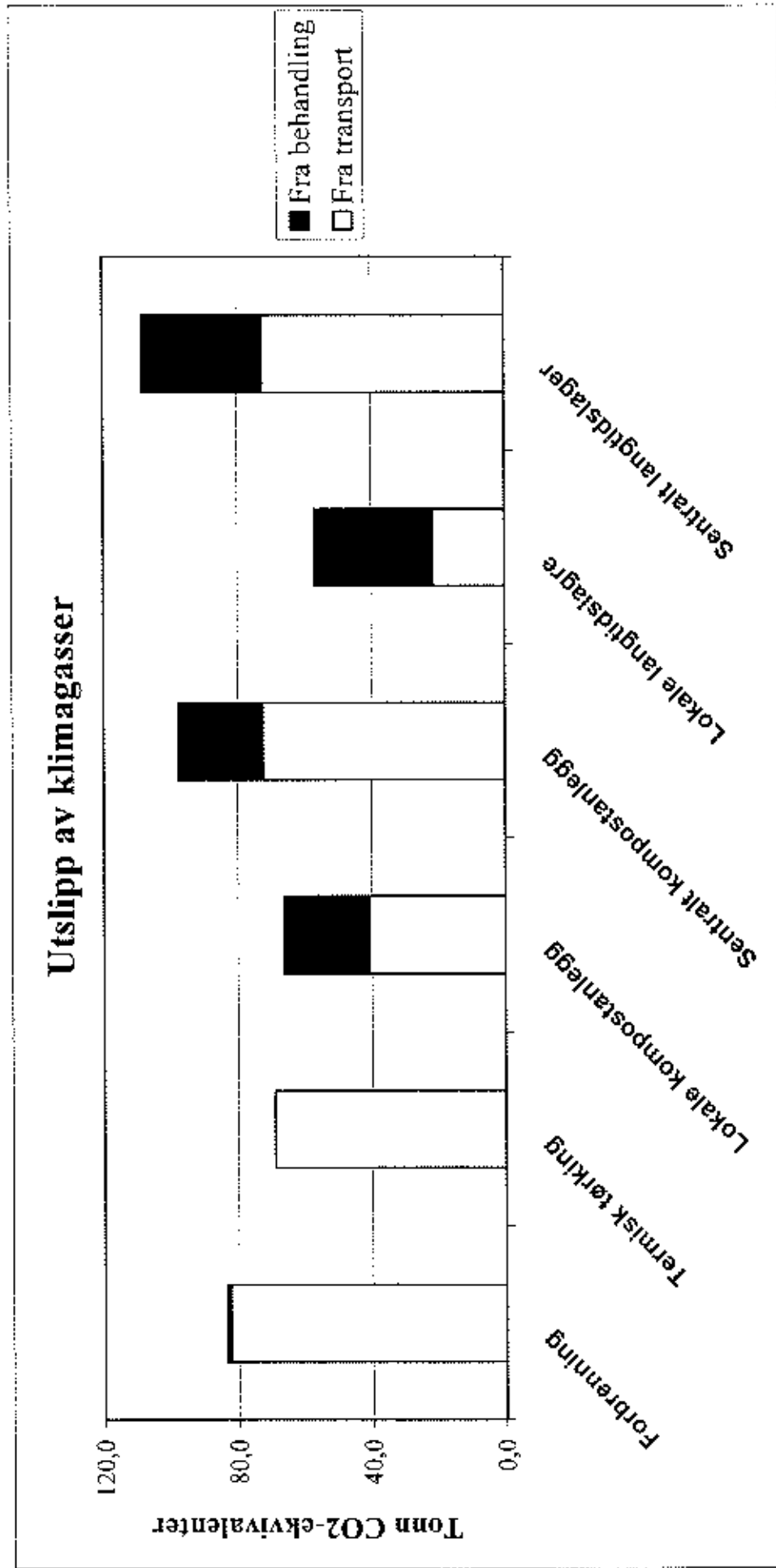
** For NO_x utslipp har vi brukt kostnaden ved utslipp i områder uten overskridelse av luftkvalitetskriterier dvs. 21 kr/kg

*** For CH₄ utslipp har vi brukt kostnaden som er satt i forhold til CO₂ avgiften, dvs. 8,6 kr/kg utslipp.

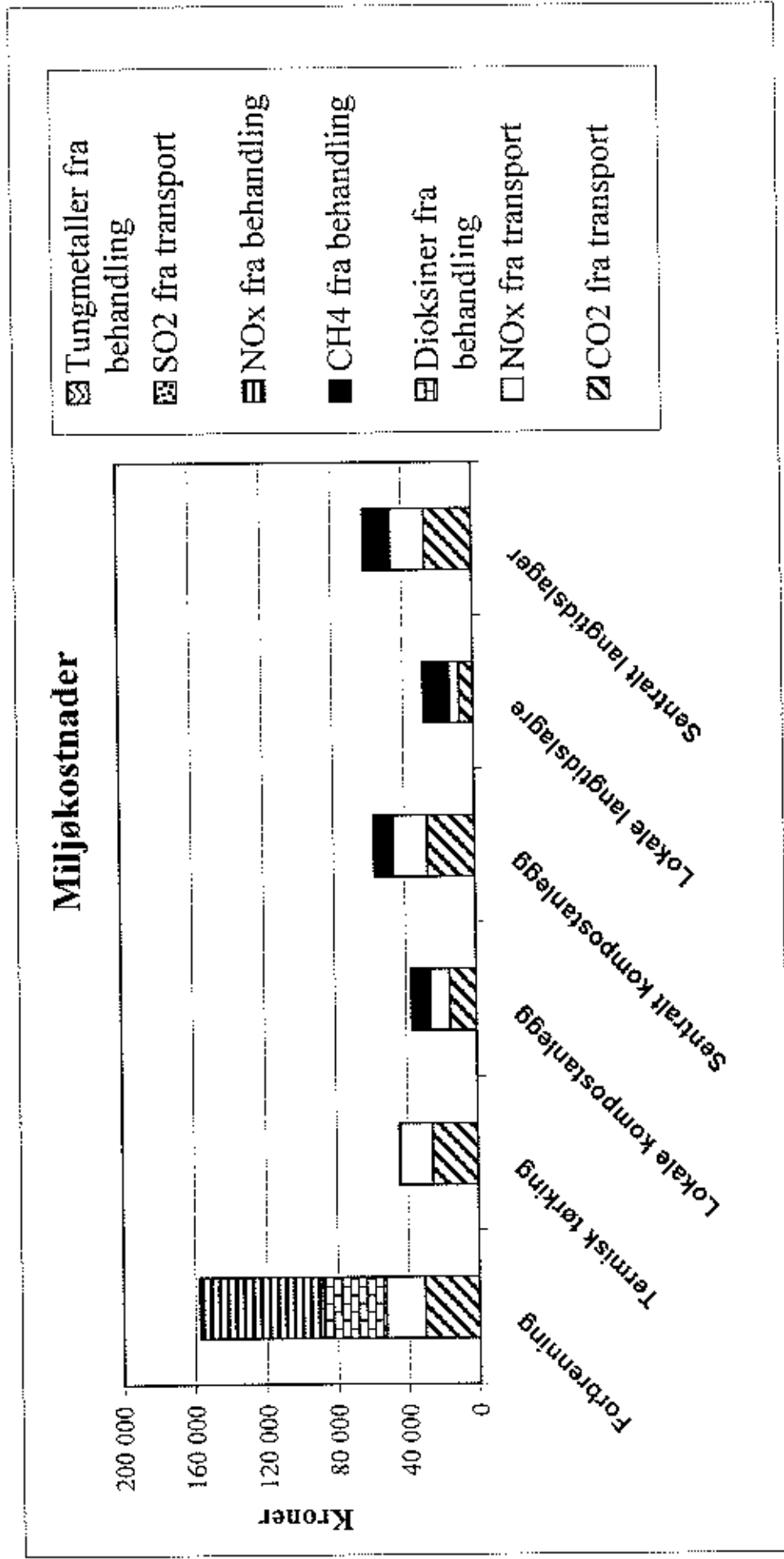
Forbrenningsalternativet innebærer over dobbelt så høy miljøkostnad i forhold til de andre alternativene. Det som trekker i negativ retning er utslippene av dioksiner og NO_x fra forbrenningen, dessuten innebærer et sentralt forbrenningsanlegg en betydelig transportkostnad. I tillegg til miljøkostnadene fra utslippene kommer også miljøkostnadene ved selve forbrenningsanlegget. På annen side vil en energimessig utnyttelse av avfallet og det vil virke positivt inn på regnskapet. Denne energien kan, teoretisk sett, erstatte andre former for energi som forurenser mer, som for eksempel olje og kull. Imidlertid forutsetter dette en tørstoffsinnhold på over 31% i rist- og silgodset, hvis ikke så vil det gå mer energi til å fordampe vannet enn det forbrenningen av rist- og silgodset gir.

Lokale langtidslagere har de klart laveste miljøkostnadene og dessuten er det lave miljøkostnader forbundet med etablering av langtidslagere.

Figur 1 Utslipp av klimagasser fra de forskjellige behandlingsløsningene. Vi antar at 1 kg metan tilsvarer 21 kg CO₂ ekvivalenter. (Faktoren er hentet fra rapporten "Energibruk og utslipp til luft fra transport i Norge" utgitt av Statistisk sentralbyrå.)



Figur 2 Miljøkostnader ved de forskjellige behandlingsløsningene. Kostnadene ved utslipp av tungmetaller fra behandlingen og SO₂ fra transporten utgjør svært små andeler og synes nesten ikke på søylene.



BILAG 5

KOMPOSTERING AV GODS FRA RIST, SANDFANG OG SILANLEGG FRA AVLØPSRENSSEANLEGG

Hovedkontor:
1432 Ås
Tel. 64 94 81 00
Fax 64 94 81 10

Avd. Bodø
Vågenes, P.b. 3010
8001 Bodø
Tel. 75 58 32 22

Tittel:	Dato	Tilgjengelighet
Kompostering av gods fra rist, sandfang og silanlegg fra avløpsrenseanlegg	10.3.99	Lukket
	Prosjekt nr. 3027	Arkiv nr. 7.21.41
	Rapport nr. 12/99	ISBN-nr.
Forfatter: Olav Holdhus	Antall sider : 7	Antall vedlegg

Oppdragsgiver: NORVAR v/Grøner Tromsø as	Kontaktperson(er): Ole Lien, NORVAR Yngve Johansen, GT
--	---

Stikkord: Rensing av avløpsvann Slambehandling	Fagområde: Kompostering av organisk materiale Nedbrytning av organisk materiale
---	--

Sammendrag: I forbindelse med utredning om gods fra rist og sandfang på fullgradige renseanlegg og silgods fra mekaniske avløpsrenseanlegg har Jordforsk gjennomført prøvekompostering av disse massene. Prøvekomposteringen ble gjennomført av små kvantum i nylonposer ("in-sacco") plassert i komposterende masser, dels i kompost av biologisk oljeslam og dels i kompost med matavfall. Total komposteringsperiode har vært 101 dager. I forsøket ble det funnet at organiske materiale i slike masser lett kan brytes ned i en aerob kompostering. Vektreduksjonen av organiske materiale har vært 44 – 58 %, noe som er fullt på høyde med kompostering av annet organisk avfall. I tillegg er det oppnådd vektreduksjoner i størrelsesorden 72 – 76 %. Bortsett fra silgods ble det ikke funnet gjenkjennbare rester av organisk materiale i sluttproduktene. I silgods ble det funnet rester av sammenkittede små papirkumper (2-3 mm) som ikke var omdannet i kjernen. Dette kan rettes på ved å forlenge komposteringstiden eller ved å tilføre mer potent avfall f. eks. matavfall ved kompostleggingen. Alle sluttprodukter hadde antatt brunsvart farge på linje med andre sluttprodukter av kompost.

Land/fylke:	Kart 1:50 000:
Kommune:	Økon. kart 1:5 000:
Sted/Lokalitet:	UTM-koordinater

Ansvarlig leder

Prosjektleder

Hans Blom

Olav Holdhus

Komposteringsforsøk

INNHOLDSFORTEGNELSE

	SIDE
1. BAKGRUNN	3
2. GJENNOMFØRING	3
2.1. Preparering av kompostprøver	3
2.2. Innlagte kompostprøver	4
2.3. Komposteringsbetingelser	5
2.4. Komposteringsfaktorer	5
3. MÅLINGER	6
3.1. Kontroll i kompostperioden	6
3.2. Målinger ved forsøksavslutning	7
4. VURDERING AV SLUTTPRODUKT	7
5. KONKLUSJONER	8
5.1. Vurdering av forsøksmetodikk	9

1. BAKGRUNN

I prosjektet " Rist- og silgodskarakterisering. Behandling og disponering" var et av formålene å kartlegge sammensetning av ristgods og sand fra sandfang fra fullgradige renseanlegg og silgods fra mekaniske renseanlegg. Kjemiske, fysiske og visuelle analyser viste at innholdet av organisk materiale i de fleste prøvene var overraskende høyt. Det var synlige fraksjoner av mye materiale som normalt brytes lett ned biologisk.

I avslutningsfasen av prosjektet ble det derfor besluttet å gjennomføre en enkel test for å se nærmere på hvor lett massene kunne brytes ned biologisk under aerob kompostering.

2. GJENNOMFØRING

Tid og ressurser tillot ikke gjennomføring av en fullstendig nedbrytningstest. Testen ble derfor samkjørt med et igangværende større kompostforsøk med biologisk oljeslam ved å legge små kontrollerte mengder av forsøksmassene i forsøksbingene for oljeslam.

Massene ble derfor lagt i nylonposer som ble plassert i komposterende masse. Dette prinsippet ("in sacco") er tidligere prøvd i test av biologisk nedbrytning av husdyrgjødsel i dyrkingsjord. Prinsippet gir ikke full kontroll, men et god utgangspunkt for videre vurderinger.

Fuktighetsnivået i upreparerte masser var for høyt til å oppnå optimal nedbrytning under aerobe forhold. Massene ble derfor blandet med tørr granbark for å regulere fuktighetsinnholdet opp til optimalt område. Innblanding av bark var også positivt for porøsiteten i massene.

Prøveposene ble alltid lagt i samme kompostbinge. På denne måten ble det oppnådd like komposteringsforhold.

I den første fasen av komposteringen ble prøvene lagt i binger med kompost av oljeslam. Litt raskere enn antatt sank temperaturen i oljeslamkomposten. Siste del av komposteringen ble derfor foretatt i en kompostbinge med matavfall for å holde temperaturen og biologisk omsetning på et tilstrekkelig høyt nivå.

2.1. Preparering av kompostprøver

En viktig forutsetning for effektiv aerob biologisk nedbrytning er at vanninnholdet i kompostblandingen ikke er for høyt. Dette reguleres vanligvis med tilsetning av tørt organisk materiale, i dette tilfelle tørr granbark. Tørrestoffinnholdet i kompostblandingen kunne på denne måten reguleres til 28 –34 %.

Tilføring av tørt organisk materiale fungerer også som porøsitetbygger (oppbygging av struktur) noe som sikrer tilstrekkelig gassveksling dvs adkomst for oksygen og utstrøm av CO₂ og vanndamp.

I sand fra sandfang var porøsiteten forholdsvis liten etter regulering til ønsket tørrstoffnivå (ca 30 %). Etter regulering for porøsitet ble derfor tørrstoffinnholdet i blandingen noe høyere enn planlagt.

Blandingene ble lagt i finmaskede nettingposer av nylon. I hver pose ble det lagt markør med ikke nedbrytbart organiske materiale. Totalvekt på posene var 180 – 220 gr.

2.2. Innlagte kompostprøver

Tabell 1: Kompostprøve av sand fra sandfang – Holmestrand rensanlegg

	Vekt, g	TS, %	TS, g	Org. mat. i TS, %	Org. mat, g:
Sandmasse	161,6	26,1	42,2	87,5	37,0
Granbark	20,0	100,0	20,0	95,0	19,0
Blanding	181,6	34,3	62,2	90,0	56,0
Bruttovekt inkl. markør og pose	192,0				

Tabell 2. Kompostprøve av ristgods fra Holmestrand rensanlegg

	Vekt, g	TS-%	TS, g	Org. mat. i TS, %	Org. mat, g:
Ristgods	189,2	11,4	21,6	91,4	19,7
Granbark	28,8	100,0	28,8	95,0	26,4
Sum blanding	177,4	28,4	50,4	93,5	47,1
Bruttovekt inkl. markør og pose	189,2				

Tabell 3. Kompostprøve av silgods fra Gammelgården silanlegg, Tromsø

	Vekt, g	TS-%	TS, g	Org. mat. i TS, %	Org. mat, g:
Silgods	184,9	20,1	37,2	95,7	36,6
Granbark	22,3	100,0	22,3	95	21,2
Blanding	207,2	28,7	59,5	97,1	57,8
Bruttovekt inkl. markør og pose	217,2				

2.3. Komposteringsbetingelser

Kompost av biologisk oljeslam var i tillegg til selve slammet satt sammen av hestemøkk, oppmalt hageavfall, bark og torvmose. Disse kompostblandingen var satt sammen etter vilkår for optimal kompostering. I forsøksbingene kunne lufttilførsel og temperaturer registreres.

Prøveposene ble plassert om lag 10-15 cm under kompostoverflaten i bingene, der temperaturen normalt er høyest i kompostbingen. Posene ble flyttet mellom 2-3 binger slik at posene alltid ble eksponert for høyest mulig temperatur.

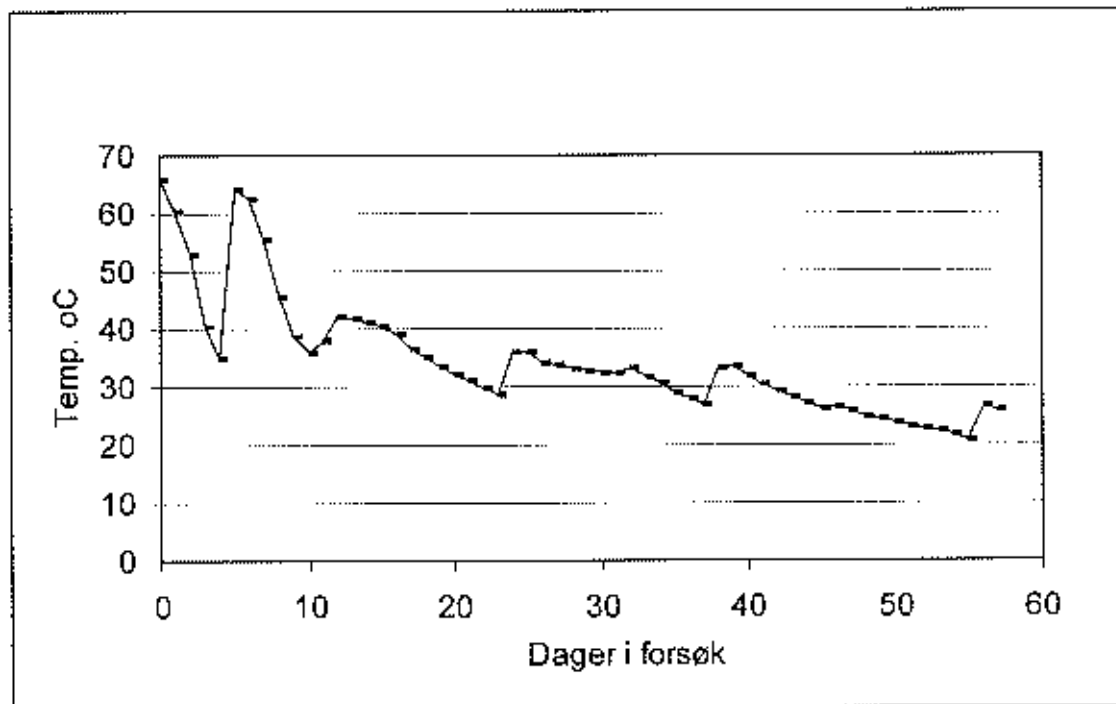
Etter en tid sank temperaturen i disse bingene. For å bedre på denne situasjonen ble posene derfor overflyttet til en kompostbinge for matavfall der normalt temperaturen varierer i området 45 – 65 °C.

Både kompost av oljeslam og matavfall ble omkalfatret og blandet med jevne mellomrom dvs med om lag en ukes mellomrom. Under dette arbeidet ble prøveposene tatt ut.

2.4. Komposteringsfaktorer

Komposteringstemperatur og komposteringstid

I tiden prøveposene var plassert i kompost av oljeslam (57 døgn) ble komposttemperaturen registrert kontinuerlig. Registrering av temperatur i kompostbingen med matavfall var imidlertid ikke praktisk gjennomførbart. Komposteringsperioden i matavfallskompost var 44 døgn. Den totale komposteringstiden var 101 dager.



Figur 1. Temperatur under første del av komposteringen (57 dager) av sand fra sandfang, ristgods og silgods.

Komposteringsaktiviteten i matavfallsbingen er vanligvis høy ettersom det skjer en jevn tilføring av avfall fra 8 familier.

3. MÅLINGER

3.1. Kontroll i kompostperioden

Ved overflytting fra kompostbingen med oljeslam til matavfallskompost dvs. etter 57 dagers kompostering ble prøveposenes bruttvekt målt. Dette viste at en betydelig vektreduksjon i samtlige poser (tabell 4).

Tabell 4. Vektregistreringer i kompostperioden etter 57 dager

	Sand fra sandfang, Holmestrand ra	Ristgods fra Holmestrand, ra	Silgods fra Gammelgården, Tromsø
Bruttovekt oppstart, g	192,0	189,2	217,2
Bruttovekt etter 57 dager, g:	107,4	132,2	164,2
Bruttovektreduksjon, %	44,0	30,0	24,4

En fullstendig kontroll av masse med tørrstoffmåling og GLT kunne ikke gjennomføres ettersom dette ville forstyrre forsøket vesentlig.

Kompostprøvene ble samtidig visuelt vurdert og det ble funnet behov for å forlenge komposteringen. Det var spesielt sammenkittede småklumper i silgodset som ikke var fullstendig nedbrutt i kjernen.

3.2. Målinger ved forsøksavslutning

Etter kompostering i matavfallsbingen ble prøvene tatt ut for sluttanalyse. Tabell 4 viser målte parametre og verdier.

Tabell 5. Fysiske målinger av kompostprøver ved forsøksavslutning (101 dager)

	Sand fra sandfang, Holmestrand ra	Ristgods fra Holmestrand, ra	Silgods fra Gammelgård, Tromsø
Massevekt ved forsøkstart, g:	181,6	177,4	207,2
Massevekt ved forsøksslutt, g:	48	49,7	49,6
Vektreduksjon, %	73,5	72,0	76,0
Tørrstoffvekt ved start, g:	62,2	50,4	59,5
Tørrstoffvekt ved slutt, g:	29,4	31,2	33,1
Vektreduksjon av tørrstoff, %	52,7	38,1	44,4
Organisk materiale ved start, g	56	47,1	57,8
Organisk materiale ved slutt, g	23,3	26,5	28,8
Vektreduksjon av organisk materiale, %	58,4	43,7	50,2

4. VURDERING AV SLUTTPRODUKT

Tabell 5 viser at nedbrytningen av kompostprøvene har vært relativt god og på linje med godt tilrettelagt kompostering av for eksempel matavfall og avløpsslam. Et godt resultat regnes å være i størrelsesorden 50 % nedbrytning av organisk materiale. I dette forsøket er det oppnådd 44-58 % nedbrytning av organisk materiale.

I vurderingen må det presiseres at tilsatt bark er inkludert i alle beregninger av nedbrytning.

Bark er kjent for å omdannes forholdsvis seint og med stor sannsynlighet senere enn hovedmassene (ristgods, sand og silgods). Dette betyr at nedbrytningen av hovedmassene har vært større enn det som fremgår av tabell 5.

I verken kompostert ristgods og sand fra sandfang kunne det registreres gjengjennbart ikke nedbrytbart organisk materiale.

I kompostprøven med silgods kunne det imidlertid registreres gjenkjennbare småklumper (2-3 mm) dvs sammenkittet papir der kjernen var lite påvirket av kompostering. Dette tyder på at silgods av denne typen må gjennomgå en lengere kompostering enn de andre prøvene for å sikre god nok kvalitet.

Alle prøvene var for øvrig brun-svarte på farge og bar tydelig preg av å være godt omdannet.

Av ikke nedbrudt fullt ut nedbrudt materiale kunne det registreres rester av bark og treflis som hadde fulgt med bark.

Sluttproduktene var noe preget av forurensning av plast. Dette gjaldt spesielt ristgods. Med det utstyret som er tilgjengelig for frasortering av fremmedelementer i godt omdannet kompost anser vi ikke fjerning av fremmedstoffer å være et spesielt stort problem. Effektiv frasortering av fremmedstoffer betinger at komposten er ikke er for våt og godt omdannet.

5. KONKLUSJONER

Forsøket har vist at ristgods, sand fra sandfang og silgods kan komposteres frem til sluttprodukter som bruksmessig er fullt på høyde med annen kompost. Nedbrytningen av organisk materiale i alle prøvene er fullt på høyde med kompostering av andre organiske avfallsprodukter.

Et viktig poeng er å tilføre komposten tørt organisk materiale for å regulere opp tørrstoffinnholdet og samtidig øke massens porøsitet. Gjøres ikke dette etter biologiske prinsipper vil omdanningshastigheten reduseres betraktelig og det er stor fare for luktutvikling.

Kompostering av silgods ser ut til å kreve noe lengere kompostering enn ristgods og sand. Det er særlig kjernen i sammenkittede små papirklumper som kan være noe problematisk.

Det kan her være en idé å tilføre en del nitrogenrikt organisk avfall for eksempel matavfall til slik kompost med formål å bedre bryte ned papirfiber. Et annet tiltak kan være å foreta kraftig vending som knuser ned klumpene bedre.

Ut fra det som er registrert i dette forsøket vil vi anta at ristgods, sand fra sandfang og silgods kan komposteres frem til resirkulerbare produkter i løpet av 3-4 måneder under gunstige betingelser.

5.1. Vurdering av forsøksmetodikk

Myc tyder på at in-sacco forsøk for å kartlegge biologisk nedbrytning av organisk materiale kan være anvendbar i enkle tester for å kartlegge biologisk nedbrytbarhet. Legges det her opp til flere gjentak med nulledd kan feilmarginer reduseres og det kan oppnås ganske sikre resultater. En ulempe er imidlertid av en er avhengig en større mengde kompostmasse som er under nedbrytning.

NORVAR-rapporter

Rapport nr. 1:	Aktuelle melodier for myk start/stopp av store motorer.
Rapport nr. 2:	Betongnedbrytning i kloakkbassenger.
Rapport nr. 3:	Register over industribedrifter tilknyttet offentlig avløpsnett. Forprosjekt for PC-basert registrerings- og rapporteringssystem.
Rapport nr. 4:	Bruk av PC i avløpsanlegg. Eksempel på system for registrering og bearbeidelse av driftsdata.
Rapport nr. 5:	Arbeidsmiljø i kloakkanlegg. Arbeid utført ved HIAS 1982–87.
Rapport nr. 6:	Organisasjons- og bemanningsplan for VAR-anlegg. Eksempel fra VAR-sekskapet HIAS.
Rapport nr. 7:	Datasentral og EDB på avløpsrenseanlegg. Forprosjekt.
Rapport nr. 8:	EDB i VA-sektoren. Samordnet innsats.
Rapport nr. 9:	NORVAR's årsberetning 1988.
Rapport nr. 10:	NORVAR's årsberetning 1989.
Rapport nr. 11:	Forfellingens innflydelse på veksten i et biofilmanlegg. Forsøk i laboratorieskala ved VEAS.
Rapport nr. 12:	NORVAR's årsberetning 1990.
Rapport nr. 13:	Prosess-styresystemer for VAR-anlegg. Forslag til kravspesifikasjon ut fra VAR-bransjens behov.
Rapport nr. 13A:	Prosess-styresystemer for VAR-anlegg. Funksjonsblokker for avløpsanlegg.
Rapport nr. 13B:	Funksjonsbeskrivelser for avløpsrenseanlegg.
Rapport nr. 13C:	Funksjonsbeskrivelser for ledningsnett.
Rapport nr. 14:	Drift av anlegg i VAR-sektoren. Behov for kompetanse og opplæring. Anbefaling fra anleggseiere.
Rapport nr. 15:	Driftsovervåking av aktivert-karbonfilter
Rapport nr. 16:	EDB i VAR-teknikken. FDV – kravspesifikasjoner.
Rapport nr. 17:	EDB i VAR-teknikken. Driftskontrollanlegg for VA-transportssystemer. Innsamling og bearbeidelse av data.
Rapport nr. 18:	EDB i VAR-teknikken. Sensorer og måleutstyr. Forprosjekt.
Rapport nr. 19:	EDB i VAR-teknikken. Økonomistyring i VAR-sektoren.
Rapport nr. 20:	Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Hovedrapport.
Rapport nr. 20A:	Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling.
Rapport nr. 20B:	Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering.
Rapport nr. 20C:	Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning.
Rapport nr. 20D:	Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam.
Rapport nr. 21:	NORVAR's årsberetning 1991.
Rapport nr. 22:	EDB i VAR-teknikken. Fase 1 -- kravspesifikasjoner m.m. Statusbeskrivelse og forslag til videre arbeid.
Rapport nr. 23A:	Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontrollhåndbok for VA-anlegg.
Rapport nr. 23B:	Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og Omegn Avløpsanlegg.
Rapport nr. 23C:	Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk.
Rapport nr. 23D:	Internkontroll for VA-anlegg. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg.
Rapport nr. 23E:	Internkontroll for VA-anlegg. Helse, miljø og sikkerhet ved vannbehandlingsanlegg.
Rapport nr. 23F:	Internkontroll for VA-anlegg. Helse, miljø og sikkerhet ved avløpsrenseanlegg.
Rapport nr. 23G:	Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks. Ofedalen kloakkrenseanlegg.
Rapport nr. 23H:	Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks. Smøla vannverk.
Rapport nr. 23I:	Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eksempel på aktivitetsstyrende håndbok for avløpsvirksomheten. Nedre Eiker kommune.
Rapport nr. 24:	NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor.
Rapport nr. 25:	NORVAR's Slamgruppe. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam.
Rapport nr. 26:	NORVAR's Slamgruppe. Installasjon av gassmotor for strømprøvsjon ved avløpsrenseanlegg.
Rapport nr. 27:	NORVAR's Slamgruppe. Mottak og behandling av avannet råslam ved renseanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform.
Rapport nr. 28:	NORVAR's Slamgruppe. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt.
Rapport nr. 29:	Rapport fra SFT-prosjekt. Regnvannsoverløp.
Rapport nr. 30:	Utløking og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren. Erfaringer fra et pilotprosjekt.
Rapport nr. 31:	PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr. 1993. Leverandører – produkter – konsulenter. Referanseanlegg, litteratur, terminologi.
Rapport nr. 32:	Bruk av statistiske metoder (kjemometri) til å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann.
Rapport nr. 33:	Rapport fra SFT-prosjekt. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere.
Rapport nr. 34:	Rapport fra SFT-prosjekt. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finner.
Rapport nr. 35:	Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier.
Rapport nr. 36:	NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Filter som hygienisk barriere.
Rapport nr. 37:	NORVAR's faggruppe for vannforsyning. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning.
Rapport nr. 38:	NORVAR-prosjekter 1992/93.
Rapport nr. 39:	Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra et referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget Renseanlegg. Sjekk-/momentliste for bruk ved implementering av EDB-basert vedlikehold.
Rapport nr. 40:	Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover.
Rapport nr. 41:	PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. METRI-TEL. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune.
Rapport nr. 42:	Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekter.
Rapport nr. 43:	NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk. Resultat fra fullskalaforøk.
Rapport nr. 44:	Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994.
Rapport nr. 45:	Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminiumklorid høsten 1993. Kartlegging av slam- og slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993–94.
Rapport nr. 46:	Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll.

NORVAR-rapporter forts.:

- Rapport nr. 47: Oslo kommune, Vann- og avløpsverket: Strategidokument for industrikontrollen.
- Rapport nr. 48: NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt.
- Rapport nr. 49: Grunnundersøkelser for infiltrasjon – små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging av separate avløpsrenseanlegg.
- Rapport nr. 50: Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok. Standarddefinisjoner.
- Rapport nr. 51: Slambehandling
- Rapport nr. 52: Bruk av slam i jordbruket
- Rapport nr. 53: Bruk av slam på grøntarealer
- Rapport nr. 54: Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder.
- Rapport nr. 55: Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
- Rapport nr. 56: Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til vannkvalitet. Vannverkens erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen.
- Rapport nr. 57: Trykkreduksjon. Håndbok og veileder.
- Rapport nr. 58: Karbonatisering på alkaliske filter.
- Rapport nr. 59: Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier.
- Rapport nr. 60: Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt renseanlegg.
- Rapport nr. 61: Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett.
- Rapport nr. 62: Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett.
- Rapport nr. 63: Mal for søknad om godkjenning av vannverk.
- Rapport nr. 64: Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge. Forprosjekt.
- Rapport nr. 65: Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett.
- Rapport nr. 66: EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren.
- Rapport nr. 67: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Filter som hygienisk barriere. Fase 3: Resultater for pilotforsøk og praktiske erfaringer fra vannverk.
- Rapport nr. 68: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Korrosjonskontroll ved Stange Vannverk. Forsøk med tilsetning av mikronisert marmor og CO₂ ved Råvannspumpestasjonen.
- Rapport nr. 69: Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2: Siler/firister
- Rapport nr. 70: Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2: Store slamavskillere samt underlag for veileder.
- Rapport nr. 71: Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3: Veileder for valg av rensemetode ved utslipp til gode sjøresipienter.
- Rapport nr. 72: Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging (LTP) i VA-sektoren.
- Rapport nr. 73: Etablering av NORVARs VA-INFOTORG. Bruk av Internett som kommunikasjonsverktøy.
- Rapport nr. 74: Spesialrapport – 5. utgave. Beskrivelse av 34 EDB-programmer/moduler for bruk i VA-teknikken.
- Rapport nr. 75: NORVARs faggruppe for EDB og IT: IT-strategi i VA-sektoren.
- Rapport nr. 76: Dataflyt-Klassifisering av avløpsledninger.
- Rapport nr. 77: Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt.
- Rapport nr. 78: Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere.
- Rapport nr. 79: Informasjonssystem for drikkevann, forprosjekt
- Rapport nr. 80: Sjekkliste/veiledning for prosjektering og utførelse av
– VA-hoved og stikkledninger – sanitærinstallasjoner
- Rapport nr. 81: Veileder. Kontahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
- Rapport nr. 82: Veileder for prøvetaking av avløpsvann
- Rapport nr. 83: Rørinspeksjon med videokamera: Veiledning/rapportering – hovedledninger, stikkledninger, avløpskummer
- Rapport nr. 84: Forfall og fornyelse av ledningsnett. Sammenendragsrapport fra perioden 1992–1997
- Rapport nr. 85: Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken. Strategisk forprosjekt
- Rapport nr. 86: Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
- Rapport nr. 87: Kalsiumkarbonatfilter for korrosjonskontroll. Utpøring av forskjellige marmormasser
- Rapport nr. 88: Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune
- Rapport nr. 89: VA-ledningsanlegg etter revidert Plan- og bygningslov
- Rapport nr. 90: Actiflo-prosjektet ved Flesland Ra.
- Rapport nr. 91: Vurdering av «slamfabrikk» for Østfold
- Rapport nr. 92: Gruppen for samfunnskontakt: Informasjon om VA-sektoren. Forprosjekt
- Rapport nr. 93: Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98. Målbeskrivelser for nøkkelområdene, medlemstilbud, vedtekter
- Rapport nr. 94: Nettverkssamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner. Sluttrapport fra prøveprosjekt 1997–98
- Rapport nr. 95: Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
- Rapport nr. 96: Rist- og sligodskarakterisering. Behandling og disponering