

Miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall. Status og veien videre.

Carl Einar Amundsen, Bjarne Paulsrud,
Kjell Terje Nedland, Helga Høgåsen,
Bjørn Gjerde, Henning Mohn



aqua team



<i>Tittel:</i> Miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall. Status og veien videre.
<i>Forfatter(e):</i> Carl Einar Amundsen, Bjarne Paulsrud, Kjell Terje Nedland, Helga Høgåsen, Bjørn Gjerde, Henning Mohn

<i>Dato:</i> 18. desember 2001	<i>Tilgjengelighet:</i> Åpen	<i>Prosjekt nr.:</i> 3524	<i>Arkiv nr.:</i> 6.01.06
<i>Rapport nr.:</i> 97/01	<i>ISBN-nr.:</i> 82-7467-418-9	<i>Antall sider:</i> 149	<i>Antall vedlegg:</i> 3

<i>Oppdragsgiver:</i> Orio-programmet	<i>Kontaktperson(er):</i> Tormod Briseid
--	---

<i>Stikkord:</i> Miljøgifter, smittestoffer, organisk avfall	<i>Fagområde:</i> Slam og avfallsbehandling og disponering Miljøgifter i jord, avfall og grunnvann
---	--

<i>Sammendrag:</i> I denne rapporten er resultater fra undersøkelser av smittestoffer, organiske forurensninger og metaller i organisk avfall i Norge og utlandet samlet og bearbeidet. Hensikten med arbeidet har vært å gi en oversikt over dagens situasjon, for dermed å kunne gi anbefalinger til videre forskning og utredning på dette området i Norge. <i>Summary:</i> Results from Norwegian and international investigations of various pathogenic organisms, organic pollutants and heavy metals in biowaste are reported. The main aim of the project has been to give recommendations for future scientific work and further considerations on these topics in Norway.
--

Ansvarlig leder

.....
Øistein Vethe

Prosjektleder

.....
Carl Einar Amundsen

Forord

Prosjektet har vært et samarbeide mellom følgende institusjoner:

- Jordforsk, Senter for jordfaglig miljøforskning
- Aquateam, Norsk vannteknologisk senter A/S
- Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene, Norges veterinærhøgskole
- Seksjon for epidemiologi, Veterinærinstituttet
- Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

Følgende fagpersoner har vært ansvarlig ved institusjonene:

Jordforsk	Forskningsleder dr.scient Carl Einar Amundsen (prosjektleder)
Aquateam	Daglig leder siv.ing. Bjarne Paulsrud
Veterinærhøgskolen	Professor Bjørn Gjerde
Veterinærinstituttet	Forsker dr.scient Helga Høgåsen
NIVA	Forsker M.Sc. Henning Mohn

En **referansegruppe** bestående av

- Arne Haarr, Vestfjorden avløpsselskap
- Einar Vigerust, NLH
- Åsmund Asdahl, Planteforsk
- Kari Haug Warberg, Linguamed
- Jan Petter Hammer, Lindum Ressurs og Gjenvinning AB

har kommet med mange nyttige kommentarer og innspill til en foreløpig utgave av rapporten. Kommentarene fra referansegruppen har bidratt vesentlig til en kvalitetsheving av rapporten og vi takker for mange nyttige innspill og kommentarer!

Innhold

Forkortelser	9
Sammendrag	10
1. Innledning	14
1.1. Bakgrunn	14
1.2. Mål for rapporten	14
1.3. Nytteverdi	14
1.4. Oppbygning av rapporten	15
1.5. Definisjoner og avgrensninger	15
2. Risikovurdering av miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall: teori	16
2.1. Faser i risikovurdering	16
2.2. Problemdefinering	16
2.3. Eksponerings- og effektvurdering	17
2.4. Risikokarakterisering	19
3. Eksisterende norsk regelverk for behandling og disponering av organisk avfall	21
3.1. Forskrift om avløpsslam	21
3.2. Gjødselvarerforskriften	22
3.3. Forskrift om husdyrgjødsel	24
3.4. Forskrift om animalsk avfall	24
3.5. Forskrift om sterilisering av avfall til dyrefôr	25
3.6. Forskrift om fôrvarer (Fôrvareforskriften)	25
3.7. Forskrift om forbud mot bruk av visse animalske avfallsprodukt er i fôr til produksjonsdyr	25
3.8. Forskrift om forbud mot bruk av matrester fra egen privathusholdning til dyrefôr	25
3.9. Forskrift om spesifisert risikomateriale med hensyn til overførbare spongiforme encefalopatii (SRM)	26
3.10. Kommende endringer	26
3.10.1. Samordnet forskrift om gjødselvarer m.v. av våtorganisk opphav	26
3.10.2. Krav relatert til bekjempelse av prionsykdommer	27
3.11. Pågående arbeid innen EU	28
3.11.1. Working Document on Sludge, 3. Draft	28
3.11.2. Working Document on Biological Treatment of Biowaste, 2. Draft	32
4. Smittestoffer i organisk avfall	35
4.1. Ulike typer smittestoffer	35
4.1.1. Prioner	35
4.1.2. Virus	35
4.1.3. Bakterier	35
4.1.4. Sopp	36
4.1.5. Parasitter	36
4.2. Opprinnelse og forekomst av smittestoffer i organisk avfall	37
4.2.1. Avløpsslam	37
4.2.2. Våtorganisk avfall fra husholdninger og næringsmiddelindustri	38
5. Organiske forurensninger i organisk avfall	41
5.1. Innledning	41
5.2. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	41
5.3. Ftalater	42
5.4. Nonylfenol- og nonylfenoletoksilater (NPE)	42
5.5. Lineære alkylbenzen sulfonater (LAS)	42
5.6. Polyklorerte bifenyler (PCB)	43
5.7. Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og –furaner (PCDD/F)	43

5.8. Sum av halogenerte organiske forbindelser (AOX)	43
5.9. Andre organiske forbindelser.....	43
5.9.1. Musk-forbindelser.....	43
5.9.2. Østrogene forbindelser.....	43
5.9.3. Medisiner	43
5.9.4. Organiske tinnforbindelser	44
5.10. Innhold av organiske forurensninger i organisk avfall	44
5.10.1. Avløpsslam	44
5.10.2. Kompostert husholdningsavfall	46
6. Metaller i organisk avfall	48
6.1. Innledning	48
6.2. Kadmium	48
6.3. Bly.....	48
6.4. Kvikksølv.....	49
6.5. Sink	49
6.6. Kobber	49
6.7. Nikkel.....	50
6.8. Krom	50
6.9. Andre metaller og halvmetaller	50
6.9.1. Arsen.....	50
6.9.2. Selen.....	50
6.10. Innhold av metaller i organisk avfall	51
6.10.1. Avløpsslam	51
6.10.2. Metaller i kompostert husholdningsavfall	52
6.10.3. Metaller i husdyrgjødsel	53
6.10.4. Metaller i annet våtorganisk avfall	53
7. Næringsstoffer i organisk avfall	54
7.1. Avløpsslam	54
7.1.1. Kompostert husholdningsavfall	55
7.1.2. Kjøttbeinmel	55
8. Behandlingsmetoder for organisk avfall.....	57
8.1. Avløpsslam	57
8.1.1. Overføring av miljøgifter og smittestoff fra avløpsvann til slam	57
8.1.2. Behandlingsmetoder	59
8.2. Våtorganisk avfall.....	63
8.3. Organisk avfall fra landbruk og næringsmiddelindustri	64
9. Betydning av behandlingsmetoder for miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall	65
9.1. Smittestoffer.....	65
9.1.2. Erfaringer fra norske anlegg	67
9.2. Organiske forurensninger.....	68
9.2.1. Nedbrytning under anaerobe forhold.....	69
9.2.2. Nedbrytning under aerobe forhold.....	70
9.3. Metaller.....	72
9.4. anbefalt videre arbeide.....	72
9.4.1. Behov for nye analyseteknikker	73
10. Mengder og disponering av organisk avfall i Norge	74
10.1. Avløpsslam	74
10.2. Våtorganisk avfall fra husholdninger og fiskerier	75
10.3. Våtorganisk avfall fra næringsmiddelindustri	77
11. Beskrivelse av norsk dyrket jord og norsk klima	79
11.1. Geologi.....	79
11.2. Norsk dyrket jord	79

11.2.1. pH.....	79
11.2.2. Leirinnhold.....	80
11.2.3. Organisk materiale.....	80
11.3. Norsk klima.....	81
12. Spredning og effekter av smittestoffer i organisk avfall.....	83
12.1. Innledning.....	83
12.2. Infektiv dose.....	83
12.3. Parasitter.....	83
12.4. Sopper og mykotoksiner.....	85
12.5. Bakterier.....	86
12.6. Virus.....	88
12.7. Prioner.....	88
12.7.1. Prionsykdommer.....	89
12.7.2. Smitteveier.....	89
12.7.3. Artspesifisitet.....	89
12.7.4. Smittedose.....	90
12.7.5. Problemer knyttet til påvisning og bestemmelse.....	91
12.7.6. Mulige smittekilder for prioner i Norge.....	91
12.7.7. Avfallshåndtering og direkte smitte til menneske.....	92
12.7.8. Avfallshåndtering og direkte smitte til dyr.....	93
12.7.9. Avfallshåndtering og spredning av prioner til miljøet – konsekvenser for dyr og mennesker.....	94
12.8. Forhold som påvirker overlevelse av smittestoffer i miljøet.....	96
12.9. Behov for videre forskning / utredning.....	97
13. Organiske forurensninger i jord og våtorganisk avfall.....	98
13.1. Innhold og stabilitet av organiske forurensninger i jord.....	98
13.2. Overføring av organiske forurensninger fra jord.....	101
13.2.1. Opptak i planter.....	101
13.3. Effekter i jord av organiske forurensninger.....	102
13.4. Andre organiske forurensninger.....	103
13.5. Behov for videre forskning og utredning.....	104
14. Eksponering og effekter av metaller fra organisk avfall.....	105
14.1. Bakgrunnsnivåer for metaller i jord.....	105
14.2. Tilførsel av metaller til jord.....	106
14.2.1. Tilførsel fra avløpslam gjennom tid.....	106
14.2.2. Andre kilder.....	107
14.3. Overføring av metaller fra jord til endepunkt.....	109
14.4. Opptak i planter.....	110
14.4.1. Kadmium, sink, kobber og nikkel.....	110
14.4.2. Betydning av biotilgjengelighet.....	117
14.5. Eksponering og effekter på mennesker.....	118
14.6. Effekter på mikroorganismer i jord.....	119
14.7. Arsen.....	121
14.8. Sannsynlighet for effekter av metaller.....	122
14.9. Behov for videre forskning og utredning.....	122
15. Referanser.....	123
Vedlegg.....	131

Forkortelser

AOX	- adsorberte organiske halogener
BFH	- brommerte flammehemmere
BSE	- Bovin Spongiform Encefalopati
CJS	- Creutzfeldt-Jakob sykdom
vCJS	- ny variant Creutzfeldt-Jakob sykdom
DDT	- triklor-difenyl etan
DEHP	- di(2-etylheksyl)ftalat
DINP	- di-iso-nonylftalat
DOP	- di-n-oktylftalat
DPB	- dibutylftalat
FD	- Fiskeridepartementet
HCB	- hexaklor benzen
LAS	- lineære alkylbenzensulfonater
LD	- Landbruksdepartementet
MD	- Miljøverndepartementet
NP	- 4-nonylfenol
NPEO1	- nonylfenolmonoetoksilat
NPEO2	- nonylfenoldietoksilat
NPE	- sum av NP, NPEO1 og NPEO2
PAH	- polysykliske aromatiske hydrokarboner
PBB	- polybrommerte bifenyler (brommert flammehemmer)
PBDE	- polybrommerte difenyl etere (brommert flammehemmer)
PCB	- polyklorerte bifenyler
PCDD	- polyklorerte dibenzo-p-dioksiner
PCDF	- polyklorerte dibenzo-p-furaner
SHD	- Sosial- og helsedepartementet
SRM	- Spesifisert risikomateriale
TBBPA	- tetrabrom bisfenol A (brommert flammehemmer)
SSC	- Scientific Steering Committee
TS	- tørrstoff
VI	- Veterinærinstituttet

Sammendrag

I denne rapporten er resultater fra undersøkelser av smittestoffer, organiske forurensninger og metaller i organisk avfall i Norge og utlandet samlet og bearbeidet. Hensikten med arbeidet har vært å gi en oversikt over dagens situasjon, for dermed å kunne gi anbefalinger til videre forskning og utredning på dette området i Norge.

Det legges i dag større og større vekt på at beslutninger som tas for å beskytte miljø og helse skal være basert på en vurdering av risiko for at effekter skal oppstå. Risikovurdering er en trinnvis prosess og består av tre faser: 1) Problemdefinering; 2) Eksponeringsvurdering og effektvurdering; 3) Karakterisering av sannsynlighet og grad av effekter (risikokarakterisering), som vil være innspill til beslutninger hos miljøforvaltningen. Denne rapporten omhandler i første rekke fase 1 og 2 av en slik risikovurdering. I alle faser er det vektlagt å få fram det som finnes av norske data eller å dokumentere hvorvidt undersøkelser fra andre land har gyldighet for norske forhold.

Status

Sammensetning av organisk avfall

Bakterieinnholdet i avløpsslam er rutinemessig undersøkt, men resultatene er spredd og det finnes få oversikter. Parasitter bestemmes i liten grad i ferdig behandlet avløpsslam og en har generelt dårlig oversikt over innholdet i organisk avfall. Muggsopp er påvist i matrester fra husholdninger som ble brukt til produksjon av våtfôr og ca. 60% hadde et muggsopp-innhold over valgte kvalitetskriterier. Spesielt rester fra private husholdninger hadde dårlig hygienisk kvalitet, og er derfor nå forbudt brukt til fôr. Innholdet av virus i organisk avfall er til nå ikke undersøkt i Norge, men det pågår i dag arbeide for å bedre kunnskapen på dette området i Norge. Prioner finnes i en svært liten andel av småfe og deres produkter i Norge, og man må regne med at små mengder importeres gjennom produkter av småfe og storfe.

Innholdet av klorerte organiske forbindelser i avløpsslam er trolig redusert med nærmere 90% i perioden fra 1976 til 1996. Selv om det gjennomsnittlige innholdet av organiske forurensninger i norsk avløpsslam i dag er relativt lavt, er det påvist at innholdet av bl.a. PAH, ftalater og spesielt NPE kan være høyere enn grenseverdier satt i andre land. Innholdet av organiske forurensninger i kompostert husholdningsavfall er betydelig lavere, bortsett fra LAS hvor konsentrasjonen (i 1996-97) var den samme som i avløpsslam. Innholdet av potensielt miljø- og helseskadelige stoffer som bromerte flammehemmere, medisiner og medisinrester, musk-forbindelser og pesticider i norsk organisk avfall er ikke kjent.

Innholdet av tungmetallene Cd, Pb, Hg, Ni, Zn, Cu og Cr i norsk avløpsslam er redusert med 50-93 % de siste 20 årene. Nedgangen var størst i perioden 1980-1990, men også på 1990-tallet er metaller som Cd, Pb og Hg redusert med fra 40% til nærmere 60%. Norsk avløpsslam er blant de reneste i verden når det gjelder innholdet av de sju tungmetallene som er regulert i slamforskriften. Innholdet av Cd, Hg og Cu er 3-10 ganger lavere i kompostert husholdningsavfall enn i avløpsslam, mens innholdet av Pb og Ni er omtrent det samme. Innholdet av andre metaller og mikronæringsstoffer i norsk organisk avfall er lite kjent.

Innholdet av næringsstoffer i norsk organisk avfall varierer mye.

Behandling av organisk avfall

Flere av behandlingsprosessene for våtorganisk avfall i Norge gir en effektiv (>98%) inaktivering av prioner, spesielt forbrenning, termisk hydrolyse, varmebehandling ved høy temperatur og trykk (133°C/3 bar/20 min). Dagens behandling av matavfall ved bruk i fôr har derimot liten effekt på prioner. De fleste behandlingsprosessene for avløpsslam er

dokumentert å redusere innholdet av bakterier til akseptable nivåer. Det antas at også innholdet av parasitter reduseres gjennom behandlingsprosessene, men dette er som nevnt dårligere dokumentert. Det er vist at kompostering ikke alltid reduserer bakterieinnholdet i våtorganisk avfall til akseptable nivåer.

Nærmere 50% av norsk avløps slam behandles ved bruk av anaerob stabilisering og termisk tørking. Det resterende avløps slammet blir behandlet ved kompostering, aerob termisk forbehandling+anaerob stabilisering, pasteurisering+anaerob stabilisering, kalkstabilisering (Orsa-metoden) eller langtidslagring, hvor ca. 10% av norsk avløps slam behandles med hver av metodene. Det finnes lite data for hva som skjer med organiske forurensninger i de ulike behandlingsprosesser.

Våtorganisk avfall fra husholdningene ble i 1998 enten deponert (42%), kompostert (29%) eller brent (29%). En økende andel blir kompostert eller utrånnet. Det finnes foreløpig bare to anlegg for utrånning av matavfall, mens det aller meste av dette avfallet enten blir brent i avfallsforbrenningsanlegg eller kompostert.

Mengder og disponering

Det produseres årlig ca. 400.000 tonn avløps slam i Norge. Avløps slammet blir stabilisert og hygienisert, og ca. 70% av slammet brukes på jordbruksarealer og grøntområder.

Mengde våtorganisk avfall fra privathusholdninger har økt i løpet av 1990-tallet og det produseres nå årlig ca. 420.000 tonn. Ferdig kompost brukes i stor grad til overdekking på fyllplasser og på grøntarealer.

Våtorganisk avfall fra næringsmiddelindustri utgjør på årsbasis 300-350.000 tonn. Det aller meste av dette går til gjenvinning.

Eksposering og effekter

Sopp og mykotoksiner i organisk avfall utgjør en potensiell risiko for planter, dyr og mennesker. Dagens kunnskapsnivå er imidlertid for lavt til å kunne vurdere hvor stor risikoen er. Risikoen for å spre prioner til mennesker/dyr/miljø reduseres nå effektivt ved å destruere de organer som inneholder mest smittestoff (SRM=hjerne, ryggmarg m.m. hos småfe og storfe), og sørge for at slakteavfall og dyrefôr blir tilstrekkelig varmebehandlet. Situasjonen i Norge med tanke på prioner kan anses som trygg ut fra dagens kunnskap. En kvantitativ risikovurdering ville imidlertid kunne fastslå grad av sikkerhet og hvor mye vi tjener på å opprettholde ulike tiltak og eventuelt innføre nye.

På bakgrunn av de undersøkelsene som er gjennomført i Norge og internasjonalt, er det lite sannsynlig at negative effekter vil oppstå på planter og mikroorganismer i jord i Norge som følge av innholdet av organiske forurensninger i organisk avfall. Opptak av organiske forbindelser i planter er generelt lavt, men dette er lite undersøkt i Norge. Menneskelig eksponering av organiske forurensninger via matvekster er lite kjent.

Undersøkelser viser at innholdet av metaller i norsk våtorganisk avfall ikke vil kunne medføre toksiske effekter på matvekster. Økningen i metallinnhold i planter som følge av slamtilførsel til jord er vist å avta i rekkefølgen Zn>Ni>Cu>Mn>Fe>Pb>Cd. Det er ikke foretatt systematiske undersøkelser av hvordan tilførsel av organisk avfall til ulike jordtyper endrer opptaket av metaller i matvekster.

Bedre kunnskap om forholdet mellom syreløselige og plantetilgjengelige fraksjoner av metaller i ulike jordtyper og regioner vil kunne gi en bedre utnyttelse av ressursene i organisk avfall. Kunnskap om dette vil bl.a. være en forutsetning for å kunne bruke organisk avfall på jord som har et høyere innhold av metaller enn forskriftene tilsier.

Tilførsel av organisk avfall utgjør ofte den største kilden til metaller i jord der hvor slikt avfall benyttes. Akkumuleringen av metaller er størst ved tilførsel av avløps slam og mindre ved bruk av våtorganisk avfall. Størst er akkumuleringen for Cu, Cd og Zn og ligger i området 0.4-0.7% av tilførte mengder per år.

Undersøkelser av jord etter tilførsel av til dels store mengder avløps slam og kompostert husholdningsavfall (20 tonn/daa) tyder ikke på negative effekter på denitrifikasjon og dehydrogenase-aktiviteten (mikrobiell aktivitet).

Veien videre

Sammensetning av organisk avfall

- ✓ Innholdet av smittestoffer i behandlet organisk avfall må dokumenteres bedre, både ved hjelp av nye undersøkelser og ved å samle eksisterende data.. Dette gjelder både innholdet av bakterier, parasitter, virus og muggsopp.
- ✓ Innhold av prioner i avfall som følge av import bør vurderes; spredning av skrapesyke gjennom avfall og muligheter for smitte til eller fra mink og vilt bør undersøkes.
- ✓ Utvikling av metoder for raskere å kunne påvise infektive parasittegg i organisk avfall er nødvendig.
- ✓ En oppdatering av innholdet av organiske forurensninger i avløps slam bør gjennomføres.
- ✓ Bearbeiding av eksisterende tungmetalldata for avløps slam fra ulike avløpsrensingsanlegg bør gjøres. Dette kan bidra til et mer systematisk arbeide for å redusere innholdet av tungmetaller ytterligere.

Behandling av organisk avfall

- ✓ Det er vist at rankekompostering kan være effektivt til å fjerne organiske forurensninger fra avløps slam. Undersøkelser av hvordan ulike aerobe og anaerobe behandlingsteknikker for organisk avfall kan bidra til å redusere innholdet av organiske forurensninger og smittestoffer bør gjennomføres.
- ✓ Nærmere undersøkelser vedrørende skjebnen til organiske forurensninger i norske avløpsrensingsanlegg bør gjennomføres. Det er viktig å gjennomføre slike undersøkelser under norske forhold for eksempel i kjemiske fellingsanlegg.
- ✓ Potensialet for nedbrytning av organiske forurensninger i de mest brukte slambehandlingsprosessene i Norge bør gjennomføres.
- ✓ Behovet for analysemetoder for "nye" organiske forurensninger (flammehemmere, medisinerester, muskforbindelser etc.) er stort. Nye organiske forbindelser vil stadig komme i søkelyset og det er viktig raskt å kunne dokumentere innhold og effekter av disse.

Mengder og disponering

- ✓ Bedre kartlegging av kvalitet på organisk avfall, næringsinnhold, bruksmuligheter og egnede bruksområder (arealer) bør gjennomføres for å oppnå en best mulig ressursutnyttelse og samtidig minst mulig miljø- og helserisiko ved disponering og bruk.
- ✓ Egnethetsanalyser, økonomiske analyser og livsløpsanalyser vedrørende disponering og gjenbruk av avløps slam og våtorganisk avfall bør gjennomføres.

Eksposering og effekter

- ✓ I tillegg til å dokumentere innholdet i avløpsslammet, er det nødvendig å bestemme nærmere stabilitet og nedbrytning av DEHP, LAS og NPE i norsk jord. Det er sannsynlig at lave temperaturer og frost vil redusere nedbrytningen av disse forbindelsene i jord i forhold til nedbrytning i de fleste andre land.
- ✓ Selv om innholdet av metaller i organisk avfall i Norge er lavt er det grunn til å se nærmere på endringen i mikrobielle samfunn etter tilførsel av spesielt avløpsslam til jord med forskjellig bakgrunnskonsentrasjon av metaller.
- ✓ Modeller for å beregne akkumulering av metaller i norsk jord og opptak i viktige matvekster må videreutvikles. Dette er nødvendig for å kunne gjøre risikovurderinger av tilførsel av organisk avfall til jord over tid.
- ✓ Mulighetene for å anvende biologiske tester for å avdekke toksisitet i avløpsslam og våtorganisk avfall bør videreutvikles. Dette er nyttige verktøy for å dokumentere effekter av blandinger av kjemikalier.

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

Innholdet av smittestoffer, næringsstoffer, organiske forurensninger og tungmetaller er avgjørende for kvaliteten og dermed for bruksmulighetene av avløpsslam og våtorganisk avfall. I løpet av 1980- og 1990-tallet er det i Norge utført en rekke undersøkelser hvor kjemisk innhold og effekter i jord av i første rekke avløpsslam, samt våtorganisk avfall er studert. Arbeidet som gjøres i dag på disse områdene bygger til dels videre på erfaringene fra undersøkelsene som er gjort i denne perioden, både i Norge og internasjonalt. I det videre arbeidet med våtorganisk avfall i Norge og i ORIO-programmet spesielt, er det viktig at den kunnskapen som allerede er ervervet blir satt mer i system og i større grad anvendt.

En samlet oversikt over miljøgift og smittestoffsituasjonen i organisk avfall i Norge er en forutsetning for å nå målsettingen i ORIO-programmet som bl.a. er å

”...bidra til bærekraftig utnyttelse av ressursene i våtorganisk avfall og avløpsslam og samtidig ivareta hensynet til miljø og helse til mennesker, dyr og planter”.

Rapporten vil således være nyttig i det videre arbeidet med miljøgifter og smittestoffer innen ORIO-programmet, og den vil kunne danne grunnlag for å prioritere videre innsats knyttet til ytterligere reduksjon av problemstoffer som finnes i avløpsslam og våtorganisk avfall.

1.2. Mål for rapporten

Samle og rapportere resultater fra undersøkelser av miljøgifter og smittestoffer i avløpsslam og våtorganisk avfall i Norge og komme med anbefalinger om videre forskning og utredning på dette området i Norge.

Delmål

- Lage en samlet oversikt over de undersøkelser som er utført i Norge for å kartlegge forekomst, stabilitet og effekter av tungmetaller, organiske forurensninger og smittestoffer i behandlet avløpsslam og våtorganisk avfall.
- På bakgrunn av de undersøkelsene som er utført diskutere i hvilken grad manglende data begrenser gjennomføringen av risikovurderinger av miljøgifter og smittestoffer i avløpsslam og våtorganisk avfall i Norge
- Etablere basis for detaljstudier av miljøgifter og smittestoffer som utgjør en mulig risiko ved ulike disponeringsformer og ved gjenvinning.
- Etablere basis for arbeid med å fjerne problemstoffer i behandlingsprosesser av avløpsslam og våtorganisk avfall

1.3. Nytteverdi

Rapporten vil være nyttig i flere sammenhenger:

- I det videre arbeidet med miljøgifter og smittestoffer i ORIO-programmet
- Rapporten vil være nyttig i planleggingsarbeidet for norske miljø- og helsemyndigheter

- Dataene i rapporten vil utgjøre nødvendige bakgrunnsdata for modelleringsarbeide og risikovurderinger knyttet til miljøgifter og smittestoffer i avløpsslam og våtorganisk avfall

1.4. Oppbygning av rapporten

Rapporten følger til en viss grad oppbygningen i en risikovurdering. Enhver risikovurdering er en trinnvis prosess hvor de enkelte fasene, fra problemdefinering til eksponerings- og effektvurdering, og videre til selve risikokarakteriseringen, bygger på hverandre. Den første delen av rapporten (kap. 2) gir en kort beskrivelse av de ulike fasene i en risikovurdering.

I rapportens andre del (kap. 4-10) er det lagt vekt på å dokumentere kvaliteten til avløpsslam og våtorganisk avfall i Norge og hvordan dette blir behandlet og disponert.

I den tredje delen av rapporten (kap. 11-14) er eksponerings- og effektvurderinger inkludert, hvor en oversikt over norske data er fokusert (dersom disse finnes).

I alle faser er det vektlagt å få fram det som finnes av norske data eller å dokumentere hvorvidt undersøkelser fra andre land har gyldighet for norske forhold.

1.5. Definisjoner og avgrensninger

Betegnelsen ”**organisk avfall**” brukes i denne rapporten som samlebetegnelse for følgende organiske avfallsfraksjoner:

Avløpsslam – organisk og uorganisk partikulært materiale som tas ut av avløpsvannet i mekaniske, kjemiske og biologiske rensetrinn i avløpsrenseanlegg

Våtorganisk avfall - organisk avfall som er biologisk lett nedbrytbart

- matavfall fra private husholdninger
- matavfall fra storhusholdninger (storkjøkken, restaurant- og hotellbransjen, etc.)
- lett nedbrytbart organisk avfall fra næringsmiddelindustri og annen virksomhet som bearbeider eller omsetter næringsmidler (deriblant slakteavfall)
- deler av hage- og parkavfallet
- fiskeavfall fra fiskeri- og oppdrettsnæringen

Dette innebærer at avfall som trevirke, plast, papp, papir og kartong ikke er omhandlet i rapporten selv om dette også er avfallsfraksjoner som er organiske.

Rapporten omhandler i hovedsak avløpsslam, matavfall fra private- og storhusholdninger, samt slakteavfall. Det er først og fremst ved disponering og gjenvinning av dette avfallet at miljøgifter og smittestoffer kan utgjøre en risiko for helse og miljø. Det blir lagt mindre vekt på avfall fra fiskeri- og oppdrettsnæringen.

Det er hevet over enhver tvil at det er store ressurser i avløpsslam og våtorganisk avfall. Det er gjennomført mange undersøkelser som dokumenterer dette avfallets jordforbedrende effekter og gjødslingeffekter og som viser avfallets potensiale for produksjon av fôr og andre produkter. Slike undersøkelser er i liten grad inkludert i denne rapporten.

2. Risikovurdering av miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall: teori

2.1. Faser i risikovurdering

En økologisk risikovurdering inneholder tre viktige faser (Suter II, 1993), som vi vil definere nærmere med tanke på risikovurdering av miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall :

1. Problemdefinering
2. Eksponeringsvurdering og effektvurdering
3. Karakterisering av sannsynlighet og grad av effekter (risikokarakterisering), som vil være innspill til beslutninger hos miljøforvaltning.

2.2. Problemdefinering

Problemdefinering er den første fasen av enhver risikovurdering og vil her bestå av flere viktige deler:

1. Valg av miljø- og helsemål
2. Identifikasjon og beskrivelse av potensielle farer i henhold til valgte mål
3. Beskrivelse av materialet som skal vurderes (norsk organisk avfall)
4. Beskrivelse av miljøet risikovurderingen gjelder for (norsk jord og klima)

Disse delene danner grunnlaget for neste fase i risikovurderingen.

Det kan etableres en lang rekke miljømål for bruk av våtorganisk avfall i Norge, hvor følgende generelle miljømål danner utgangspunktet for enhver bruk:

Anvendelse av avløps slam og våtorganisk avfall skal ikke medføre negative effekter for helse og miljø.

Dette er det overordnede miljømålet ved bruk av avløps slam og våtorganisk avfall i jordbruk og hagebruk og ved anvendelse som fôr. Mer spesifikke miljømål kan for eksempel være;

- Den biologiske aktiviteten i jorda må bevares etter disponering av avfallet i jord
- Negative effekter på plantevekst må unngås
- Opptaket av tungmetaller og organiske forurensninger i planter må gjøres så lite som mulig for å redusere eksponering av dyr og mennesker for tungmetaller gjennom fôr og mat
- Avrenning av tungmetaller, organiske forurensninger og smittestoffer fra våtorganisk avfall må ikke forringe kvaliteten på grunnvann og overflatevann
- Våtorganisk avfall må ikke brukes på en slik måte at dyr og mennesker kan bli direkte eksponert for tungmetaller, organiske forurensninger og smittestoffer gjennom beiting, ved innblanding i fôr eller ved direkte kontakt (barn som spiser jord).

Det eksisterende norske regelverket for behandling, disponering og gjenbruk av ulike typer organisk avfall er etablert nettopp for å sikre at disse miljømålene nås. Definerer av miljømål

bestemmer også endepunktet for risikovurderingen dvs. hvilken organisme eller hvilket miljø som skal beskyttes.

Når målet for risikovurderingen er definert bør faremomenter identifiseres, dvs de elementer som kan tenkes å kunne hindre at målet nås. Hvis målet er å hindre at skadelige effekter på mikroorganismer og jordlevende dyr oppstår, bør man identifisere hvordan skader kan oppstå. Hvis målet er å hindre skadelige effekter på mennesker bør spesifikke humanpatogener inkluderes. Denne fasen er kanskje den mest avgjørende for resultatet. Det er vesentlig at viktige farer ikke utelukkes, men samtidig bør man avgrense seg av hensyn til arbeid og foreta prioriteringer. Dette er ofte en dynamisk prosess, der man starter med mange elementer og etter hvert ekskluderer de som anses som mindre viktige. I praksis er man ofte begrenset av eksisterende kunnskap og tenderer å inkludere de elementene som er best kjent. En forståelse av prosessene som fører til skade, og hvordan de eventuelt påvirkes av ulike faktorer, er viktig å dokumentere i denne fasen. For smittestoffer vil det for eksempel være viktig å kjenne til smittekilder, smitteveier, vertsspesifisitet, overlevelse og oppformering under aktuelle betingelser.

Det neste trinnet i problemdefineringsen, er å oppnå en så god beskrivelse av kildematerialet som mulig. Dette innebærer at sammensetningen av det organiske avfallet og innholdet av miljøgifter og smittestoffer må beskrives. I karakteriseringen av organisk avfall i Norge er det viktig å få fram både hva som er det typiske norske organiske avfallet, og ikke minst viktig er det å få et bilde sammensetningen av avfall som skiller seg fra gjennomsnittet. Det er dette materialet med ”dårligst” kvalitet som gir den høyeste risikoen ved bruk.

Kildekarakteriseringen bør inneholde en vurdering av hvilke forbindelser det finnes mangelfulle data for og hvordan en forbedring kan oppnås.

En sammenstilling av eksisterende data for innhold av næringsstoffer, miljøgifter og smittestoffer vil derfor bli gitt.

Problemdefineringsen setter rammene for eksponeringsvurderingen og effektvurderingen.

2.3. Eksponerings- og effektvurdering

I en vurdering av hvorvidt miljøgiftene og smittestoffene som finnes i det organiske avfallet faktisk utgjør en fare, er eksponerings- og effektvurderingen svært sentral.

Eksponeringsvurdering

Hensikten med å utføre en eksponeringsvurdering er å anslå hvilke konsentrasjoner eller mengder som det valgte endepunktet (plante, meitemark, menneske etc) vil bli eksponert for. I denne fasen er det sentralt å identifisere og kvantifisere ulike transportveier for miljøgifter og smittestoffer. For tungmetaller, organiske forurensninger og smittestoffer i avløps slam og våtorganisk avfall tilført jord, må for eksempel minst 13 eksponeringsveier vurderes (tabell 1). Åtte av 13 eksponeringsveier har mennesket som endepunkt, tre har dyr som endepunkt, en planter og en jordorganismer. Dette skyldes at mennesker (og dyr) sitter på toppen av næringskjeden.

Disse overføringsveiene eller transportveiene for miljøgifter og smittestoffer har vært utgangspunktet for de undersøkelsene som er gjort for å vurdere effekter av organisk avfall. I effektvurderingene for mennesket er det naturlig nok ikke eksperimentelle forsøk som ligger til grunn, men epidemiologiske undersøkelser og modellberegninger. I disse beregningene inngår overføringsfaktorer fra planter, dyr og jord til mennesker.

Tabell 1: Transportveier og eksponeringsscenarier for miljøgifter og smittestoffer som tilføres jord med organisk avfall (avløpsslam og våtorganisk avfall, se kap. 1.5).

	Eksponeeringsvei	
1	Organisk avfall-jord-jordorganismer	Fare for dyr og mikroorganismer som lever i jord tilført organisk avfall
2	Organisk avfall-jord-jordorganismer-dyr	Fare for dyr som lever av jordorganismer fra jord som er tilført organisk avfall
3	Organisk avfall-jord-dyr	Fare for dyr som spiser jord tilført og organisk avfall (beitende dyr)
4	Organisk avfall-jord-mennesker	Fare for barn som spiser jord hvor organisk avfall er tilført
5	Organisk avfall-jord-luftpartikler-mennesker	Mennesker som inhalerer jord som er tilført og organisk avfall
6	Organisk avfall-jord-dyr-mennesker	Fare for mennesker som konsumerer kjøtt fra dyr som har spist jord som er tilført og organisk avfall
7	Organisk avfall-jord-planter	Fare for planter dyrket på jord som er tilført organisk avfall
8	Organisk avfall-jord-planter-dyr	Fare for dyr som spiser fôr som er produsert på jord som er tilført og organisk avfall
9	Organisk avfall-jord-planter-dyr-mennesker	Fare for mennesker som konsumerer dyr som er føret med planter dyrket på jord tilført og organisk avfall
10	Organisk avfall-jord-planter-mennesker	Fare for mennesker som konsumerer mat produsert på jord tilført organisk avfall
11	Organisk avfall-jord-avrenning-overflatevann-mennesker	Fare for mennesker som konsumerer drikkevann fra vannkilde som er påvirket av jord tilført organisk avfall (gjennom avrenning)
12	Organisk avfall-jord-grunnvann-mennesker	Fare for mennesker som drikker grunnvann påvirket av jord tilført organisk avfall
13	Organisk avfall-jord-luft-mennesker	Fare for mennesker som inhalerer stoffer som er fordampet fra jord tilført organisk avfall

Det er først og fremst de overføringsveiene hvor jordlevende dyr, mikroorganismer og planter er endepunkter det er utført eksperimenter hvor effektene kan måles. Hvilke endepunkter som er de mest følsomme for de ulike miljøgiftene, er vesentlig ved fastsetting av grenseverdier som skal tjene generelle mål. Hvis målet er å ikke skade verken planter, mikroorganismer, dyr eller mennesker, vil en sammenligning av effektnivåer for alle aktuelle endepunkter være viktig for å bestemme grenseverdien for den aktuelle miljøgiften. Endepunktet som tåler minst av den enkelte miljøgiften, vil være bestemmende for grenseverdien.

Grenseverdiene som er etablert i ulike regelverk er basert på bestemte eksponeringsveier. Dette vil vi komme tilbake til i gjennomgangen av hvorvidt det er utført tilstrekkelige undersøkelser basert på norske forhold.

Et komplett bilde av hvordan, når og hvor eksponeringen vil skje eller har skjedd, utvikles ved å evaluere endringer i sammensetning, nedbrytning og overlevelse (for smittestoffer)

langs hele eksponeringsveien, for å fastslå i hvilken grad miljøgiften eller smittestoffet kommer i kontakt med det aktuelle endepunktet.

I eksponeringsvurderingen er det viktig å vurdere andre kilder til både miljøgifter og smittestoffer. Dette er ikke minst viktig i vurderingen av effekter og i selve risikokarakteriseringen. Innholdet av enkelte miljøgifter i planter vil for eksempel være avhengig av både atmosfærisk nedfall og av det som tas opp via røtter. I risikobildet er det viktig å vurdere de ulike kildene opp mot hverandre, både kvantitativt og kvalitativt (i hvilken grad de bidrar til effekten i det valgte endepunktet).

Effektvurdering

I effektvurderingene beskrives de mest relevante effektene som kan oppstå ved spredning av miljøgiften eller smittestoffet, og hvordan disse effektene varierer avhengig av eksponeringen (dose-respons-sammenheng).

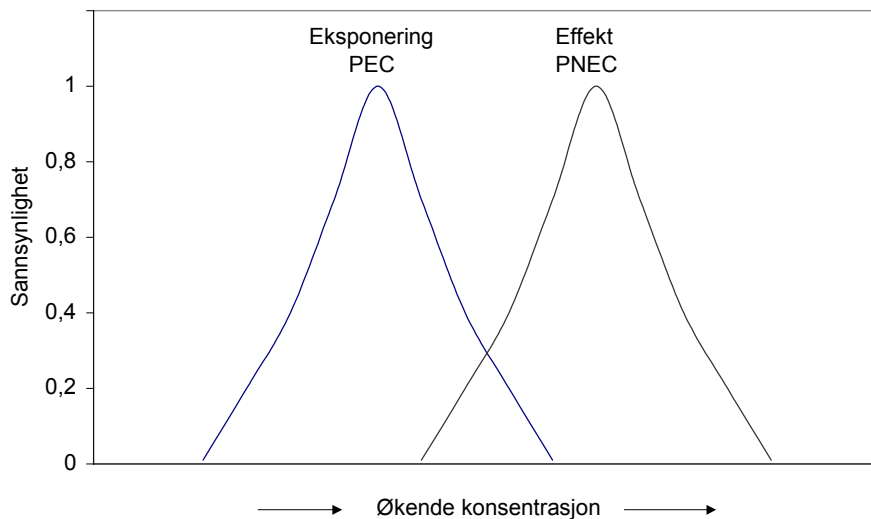
I denne fasen er det viktig å identifisere hva som er de viktige effektene og hvordan disse skal estimeres eller måles. De fleste effektvurderingene som er gjort av metaller i organisk avfall er for eksempel basert på laboratorieundersøkelser, hvor stoffene er tilsatt som salter enkeltvis, eller som andre lett tilgjengelige forbindelser. Tilgjengeligheten av stoffene blir på denne måten større enn den er ved tilsetning av de samme stoffene gjennom ulike typer organisk avfall, noe som fører til en overestimering av effekten.

Effektvurderingen må derfor ikke bare gi en liste over godt validerte toksisitetsvurderinger for ulike endepunkter, men også et kritisk syn på relevansen av dataene for de ulike eksponeringsveiene som vurderes.

2.4. Risikokarakterisering

Risikokarakteriseringen kombinerer eksponerings- og effektvurderingene. Her sammenlignes den konsentrasjonen som det aktuelle endepunktet eksponeres for med de konsentrasjonene som er forventet å gi en effekt. Ved bruk av organisk avfall i jord vil for eksempel eksponeringskonsentrasjonen for planter, mikroorganismer og meitemark være konsentrasjonen i jord etter tilførsel av 2 tonn avfall (per 10 år) eller etter ti slike doser (100 års tilførsel). Eksponeringskonsentrasjonen kan i de fleste tilfeller måles, og kan i mange tilfeller estimeres gjennom bruk av modeller.

Eksponeringskonsentrasjonen fra miljøet benevnes oftest PEC (Predicted Environmental Concentration). Effektene av eksponeringen vil variere fra art til art av planter, jordlevende dyr og mikroorganismer og vil således utgjøre en fordeling av effektkonsentrasjoner (figur 1). Effekten vil også være forskjellig avhengig av om det er akutte, kroniske eller subletale effekter det er snakk om. Gjennom effektvurderingen settes ofte en grense for hva som er akseptabel konsentrasjon eller akseptabel effekt. Denne akseptable konsentrasjonen (for eksempel innhold av et tungmetall) eller økotoksikologiske grenseverdien (for eksempel tillatt effekt på meitemark) også kalt PNEC (Predicted No Effect Concentration), etableres som nevnt på bakgrunn av laboratorie- og feltforsøk hvor effekter måles. I PNEC-verdien integreres all relevant eksisterende informasjon om effekter av miljøgiften. I risikokarakteriseringen sammenlignes PEC og PNEC ved å se på forholdet mellom disse (PEC/PNEC). Ved vurdering av nye og eksisterende kjemikalier er det for eksempel akseptert at dersom dette forholdet er mindre enn 1 er risikoen for effekter lav, mens ved forhold større enn 1 må det vurderes om nye effektstudier skal foretas.



Figur 1: Prinsipp for risikokarakterisering: sammenligning av sannsynlig eksponering (PEC) og sannsynlig effekt (PNEC).

Ved risikokarakterisering av organisk avfall i jord er det en lang rekke faktorer som kompliserer etableringen av eksponeringskonsentrasjoner (PEC-verdier). For metaller vil bindingsprosesser i jord være avgjørende, både for biotilgjengeligheten av metallet og for mobilitet og utlekking. Bindingsprosessene dvs. hvor sterkt metallene bindes, bestemmes av pH, organisk materiale i jord, tekstur (spesielt leirinnholdet), innhold av Fe- og Mn-oksider, og for enkelte metaller og halvmetaller er redox-forholdene viktig. Dette vil bli nærmere behandlet i kapittel 12.

For de organiske forurensningene er også bindingsprosesser i jord viktige. Organiske forurensninger i jord vil i større grad enn metallene påvirkes av mikrobiell aktivitet, hvor forbindelsene brytes fullstendig ned eller (oftere) hvor det dannes metabolitter (nedbrytningsprodukter) som har en annen mobilitet og effekt enn utgangsstoffet. En del organiske forurensninger vil også kunne fordampe fra jord.

For smittestoffer er kjennskap til overlevelse og eventuell formering i miljøet tilsvarende viktig for å kunne gjøre en risikokarakterisering.

En del av de faktorene som er viktig i etablering av PEC-verdier vil bli nærmere behandlet under kapitlene som omhandler metaller og organiske forurensninger.

3. Eksisterende norsk regelverk for behandling og disponering av organisk avfall

Behandling og disponering av organisk avfall i Norge er regulert gjennom en rekke forskrifter, deriblant¹:

- Forskrift om avløpsslam (SHD og MD, fastsatt 2. jan. 1995, sist endret 27. sept. 1996)
- Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v. (LD, fastsatt 28. mai 1998, sist endret 4. nov. 1999)
- Forskrift om husdyrgjødsel (MD og LD, fastsatt 26. nov. 1998, sist endret 9. mars 2001)
- Forskrift om transport og behandling av animalsk avfall, og anlegg som behandler animalsk avfall (LD, fastsatt 5. nov. 1999)
- Forskrift om sterilisering av avfall til dyrefôr (LD, fastsatt 15. mars 1979, sist endret 10. jan. 1996)
- Forskrift om fôrvarer (Fôrvareforskriften) (LD, fastsatt 8. aug. 2000)
- Forskrift om forbud mot bruk av visse animalske avfallsprodukter i fôr til produksjonsdyr (LD og FD, fastsatt 16. mai 2001)
- Forskrift om forbud mot bruk av matrester fra egen privathusholdning til dyrefôr (LD, fastsatt 4. mars 2001)
- Forskrift om spesifisert risikomateriale med hensyn til overførbare spongiforme encefalopatii (SRM) (LD og SHD, fastsatt 20. nov. 2000, sist endret 28. des. 2000)

Andre krav til avfallshåndtering følger bl.a. av Lov om vern mot forurensninger og om avfall (Forurensningsloven) fastsatt av Miljøverndepartementet 13. mars 1981, sist endret 1. januar 2001.

Forskrifter som regulerer transport av avfall over landegrenser er ikke behandlet her og heller ikke "Silopressaftforskriften".

Oppdaterte lover og forskrifter er fritt tilgjengelige på Lovdatas hjemmesider på Internett². Vi vil her gjengi en kort tolkning av enkelte punkter, men henviser til de originale forskriftene for mer utfyllende opplysninger.

Det arbeides også med et direktiv om "Sunnhetsbestemmelser for animalske biprodukter som ikke er bestemt for konsum". Etter de siste drøftelser i veterinær ekspertgruppen er det foreslått en skjerping av kravene til hvilke typer avfall som kan brukes til biogassproduksjon og hvilke som kan gå til kompostering (8880/1/01 REV 1). I det nye forslaget (per oktober 2001) heter det bl.a. at kjøkken- og matavfall (husholdningsavfall) ikke skal kunne behandles i biogass- og komposteringsanlegg. Dersom dette blir vedtatt, vil det måtte gjøres store endringer i behandlingsmetodene for mye av det våtorganiske avfallet i Norge.

3.1. Forskrift om avløpsslam

Forskrift om avløpsslam ble fastsatt av Sosial- og helsedepartementet og Miljøverndepartementet 2. januar 1995 med endringer av 27. september 1996. Der fastslås det at avløpsslam som skal brukes, skal være hygienisert og stabilisert. Hygienisert slam skal ikke inneholde *Salmonella*-bakterier eller parasittegg, og innholdet av termotolerante koliforme bakterier (TKB) skal være mindre enn 2.500 per gram tørrstoff. Det er ikke satt noen kriterier for når slammet er stabilisert.

¹ Gjelder pr. 21.08.01

² <http://www.lovdatab.no/>

Det er satt krav til tungmetallinnhold i slam som skal brukes på jordbruks- eller grøntareal og til innhold i dyrket jord før slamtilførsel (tabell 2).

Tabell 2. Slamforskriftens krav til tungmetallinnhold i avløpsslam, og i dyrket jord før slamtilførsel.

Tungmetall	Grense for bruk i jordbruket	Grense for bruk på grøntareal	Grense for innhold i dyrket jord før slamtilførsel
	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Kadmium (Cd)	2	5	1
Bly (Pb)	80	200	50
Kvikksølv (Hg)	3	5	1
Nikkel (Ni)	50	80	30
Sink (Zn)	800	1.500	150
Kobber (Cu)	650	1.000	50
Krom (Cr)	100	150	100

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

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

Slamprodusenter og leverandører skal føre registre over total mengde produsert slam, og hvilke mengder som er disponert på ulike måter, og slammets sammensetning. De skal også føre register over navn og adresse på alle mottakere av slam, og mengde slam som er levert.

3.2. Gjødselforskriften

Forskrift om handel med gjødsel og jordforbedringsmidler m.v. er fastsatt av Landbruksdepartementet 28. mai 1998. Her er det stilt krav om registrering, produktgodkjenning, rapportering og merking for gjødsel og jordforbedringsmidler. I kapitlet om produktkvalitet står det bl.a. at produkter som inneholder avløpsslam, husdyrgjødsel, våtorganisk avfall og lignende må være behandlet på en slik måte at det ikke er risiko for overføring av smitte til mennesker, dyr eller planter. I registreringen av slike produkter skal det være en beskrivelse av den smittesanerende behandlingen produktet har gjennomgått. I vedlegg 8 til forskriften er det satt opp kvalitetskriterier for gjødselfarvarer basert på våtorganisk avfall.

Det er etablert maksimumsgrenser for tillatt innhold av tungmetaller i avfallsbaserte produkter (tabell 3). Grenseverdiene for kvalitetsklasse II er de samme som for innhold av tungmetaller i avløpsslam som skal brukes på dyrket jord (tabell 2).

Tabell 3: Grenseverdier for tillatt innhold av tungmetaller i avfallsbaserte produkter etter gjødselvereforskriften.

Kvalitetsklasser:	I	II	III
	Mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Kadmium (Cd)	0.8	2	5
Bly (Pb)	60	80	200
Kvikksølv (Hg)	0.6	3	5
Nikkel (Ni)	30	50	80
Sink (Zn)	400	800	1500
Kobber (Cu)	150	650	1000
Krom (Cr)	60	100	150

Produkter som tilfredsstillter kvalitetsklasse I, kan nyttes på jordbruksareal, private hager og parker med inntil 4 tonn tørrstoff per daa per 10 år. Produkter som tilfredsstillter kvalitetsklasse II, kan nyttes på jordbruksareal, i private hager og parker med inntil 2 tonn tørrstoff per daa per 10 år. Det er også stilt krav om maksimalt tungmetallinnhold i dyrket jord før slam tilføres (se verdier i tabell 2).

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

Råvarer som inngår i produkter i kvalitetsklasse I og II, må overholde kravene til innhold av tungmetaller i kvalitetsklasse II. Produkter som inneholder avløpsslam, vil ikke kunne komme i kvalitetsklasse I. Råvarer som inngår i kvalitetsklasse III, må overholde kravene til innhold av tungmetaller i kvalitetsklasse III.

I tillegg til kravene til tungmetaller inneholder Gjødselvereforskriftens vedlegg 8 også andre krav til produktene:

Avfallsbaserte produkter må ikke inneholde organiske miljøgifter, plantevernmidler, antibiotika og kjemoterapeutika eller andre miljøfremmede organiske stoffer i mengder som medfører helse- eller miljørisiko ved bruk. Det er ikke satt grenseverdier for slike stoffer. Avfallsbaserte produkter skal ikke inneholde *Salmonella*-bakterier eller parasittegg, og innholdet av termotolerante koliforme bakterier skal være mindre enn 2.500 per gram tørrstoff (som i Slamforskriften).

Avfallsbaserte produkter må være stabilisert slik at de ikke forårsaker lukt eller andre miljøproblemer ved lagring og bruk. For å få godkjent et avfallsbasert produkt etter Gjødselvereforskriften kreves en omfattende dokumentasjon av opphavsmateriale og behandlingsmetode, næringsinnhold, pH, kalkverdi, ledningsevne, partikkelstørrelse (tekstur), tørrstoffinnhold, innhold av organisk stoff, C/N-forhold, tungmetallinnhold, innhold av organiske forurensninger og plantevernmidler, hygienisk kvalitet, stabilisering, innhold av spiredyktige ugrasfrø og plast, glass og andre fremmedlegemer.

3.3. Forskrift om husdyrgjødsel

Forskrift om husdyrgjødsel ble fastsatt av Miljøverndepartementet og Landbruksdepartementet 26. november 1998, sist endret 9. mars 2001. Formålet med forskriften er å hindre forurensning til luft, vassdrag, grunnvann m.m., men samtidig sikre at husdyrgjødsel utnyttes best mulig som ressurs for planteproduksjon. Forskriften angir bl.a. krav til spredeareal, spredetidspunkt, og lagringssted. Den åpner for særtiltak i områder med alvorlig forurensning. Det stilles ingen krav til husdyrgjødsels kvalitet. Forskriften sier at husdyrgjødsel spredd på åpen åker, skal moldes ned straks. Spredning uten nedmolding på eng og annen grøde bør gjøres så tidlig i vekstsesongen at det er mulighet for betydelig gjenvækst som høstes eller beites. Det er ikke tillatt å spre husdyrgjødsel på snødekket eller frossen mark, og ikke under noen omstendigheter i perioden fra og med 1. november til og med 15. februar.

3.4. Forskrift om animalsk avfall

Forskrift om transport og behandling av animalsk avfall, og anlegg som behandler animalsk avfall ble fastsatt av Landbruksdepartementet 5. november 1999. Den har som mål å forebygge smittespredning i forbindelse med transport og behandling av animalsk avfall.

Forskriften gjelder ikke for animalske produkter som er godkjent og beregnet til omsetning som næringsmidler, med mindre disse håndteres sammen med eller blandes med animalsk avfall. Dette er bl.a. aktuelt for slakteavfall. Forskriften gjelder heller ikke for matavfall, og ikke for dyreekskrementer.

Animalsk avfall er inndelt i høyrisikoavfall og lavrisikoavfall. Høyrisikoavfall er animalsk avfall som utgjør eller mistenkes å utgjøre en alvorlig helsefare for dyr eller mennesker. Det inkluderer bl.a. husdyr som er døde (avlivet eller selvdøde) uten å være slaktet for konsum, og animalsk avfall, herunder blod, fra husdyr som ved kjøttkontrollen er funnet å ha tegn på sykdom som er overførbart til menneske eller til andre dyr. Lavrisikoavfall er annet animalsk avfall. Det inkluderer kjøtt, kjøttprodukter, melk og melkeprodukter som ikke lenger kan omsettes som næringsmiddel pga utgått holdbarhetsdato, og produkter som ikke skal behandles videre i næringsmiddelproduksjon.

Krav til transport inkluderer bl.a. at det skal føres fortegnelse over hvilket avfall som transporteres, og hvor og når transporten skjer.

Krav til anlegg, med unntak av forbrennings- og komposteringsanlegg, inkluderer egenkontroll i form av stikkprøver for analyse med tanke på *Salmonella*, *Enterobacteriaceae* og *Clostridium perfringens*. Videre skal det sendes årsrapport til Fylkesveterinæren om driften ved anlegget. Anlegget skal skille mellom ren og uren avdeling, og ha et system for oppsamling av spillvann fra uren avdeling, slik at det er mulig å desinfisere vannet. Steriliseringsanlegg skal ha et sikkerhetssystem for forebygging av utilstrekkelig varmebehandling. Utstyr for varmebehandling skal være tilkoblet apparatur for kontinuerlig registrering av trykk og temperatur på kritiske punkter og lagring av data fra disse registreringer.

Høyrisikoavfall skal behandles i et steriliseringsanlegg eller destrueres. Minimumskrav til varmebehandling er 133°C/3 bar /40 min eller 136°C/3,2 bar /20 min, med mindre det brukes til fôr til pelsdyr etter at tillatelse til dette er gitt. Da er minimumskravet 100°C i 30 min.

Lavrisikoavfall kan graves ned, brennes, komposteres, steriliseres, eller brukes til fôr etter varmebehandling. Minimumskrav til varmebehandling av lavrisikoavfall fra pattedyr ved bruk til fôr er like høyt som for høyrisikoavfall. Dette gjelder ikke for fôr til pelsdyr, kjæledyr eller dyr i zoologiske hager, eller for blod og utsmeltet fett m.m., hvor det bare kreves at det er

oppnådd en kjernetemperatur på 90°C. For melk kreves pasteurisering. Lavrisikoavfall fra akvakulturdyr er unntatt fra kravet om varmebehandling når det skal inngå i fôrvare til varmblodige dyr. Ved kompostering stilles det krav til overvåking av mulige smittestoff, uten videre spesifisering.

3.5. Forskrift om sterilisering av avfall til dyrefôr

Forskrift om sterilisering av avfall til dyrefôr ble fastsatt av Landbruksdepartementet 15. mars 1979, sist endret 10. januar 1996. Den gjelder for matavfall fra bosteder (inkl. campingplass) unntatt egen husholdning, samt fra ulike serveringssteder (inkl. flyplasser, sjukehus m.m.). Den gjelder ikke for butikker.

Den fastsetter at avfall skal steriliseres ved minst 120°C i 20 min før det brukes til dyrefôr. Det skal føres fortegnelse over større leverandører av avfall, og over mottakerne av fôret.

3.6. Forskrift om fôrvarer (Fôrvareforskriften)

Fôrvareforskriften ble fastsatt av Landbruksdepartementet 8. august 2000. Den stiller krav til kvalitet og merking av fôrvarer.

Den angir en rekke forbudte fôrmidler, bl.a. urin, feces, slam fra avløpsvann, fast avfall fra byområder, innsamlede matrester fra privathusholdninger og ubehandlet avfall fra spisesteder. Den fastslår hvilke proteinholdige produkter av pattedyr som er forbudt i fôr til drøvtyggere, på grunn av faren for overføring av prionsykdommer.

Det er angitt grenseverdier for innhold i det ferdige produktet av metaller, en del uorganiske forbindelser (bl.a. fluor og nitritt), mykotoksiner, plantevernmidler og botaniske urenheter.

3.7. Forskrift om forbud mot bruk av visse animalske avfallsprodukter i fôr til produksjonsdyr

Forskrift om forbud mot bruk av visse animalske avfallsprodukter i fôr til produksjonsdyr ble fastsatt av Landbruksdepartementet og Fiskeridepartementet 16. mai 2001 for å bekjempe prionsykdommer hos produksjonsdyr.

Det er i følge forskriften forbudt å bruke kadavre fra produksjonsdyr som er døde uten å være slaktet for konsum, fra kjæledyr, sirkusdyr, forsøksdyr og dyr fra dyreparker, m.m. i fôr til produksjonsdyr.

3.8. Forskrift om forbud mot bruk av matrester fra egen privathusholdning til dyrefôr

Forskrift om forbud mot bruk av matrester fra egen privathusholdning til dyrefôr ble fastsatt av Landbruksdepartementet 4. mars 2001 for å forebygge spredning av munn- og klovsyke. Matrester fra egen privathusholdning skal ikke gis til klauvdyr med mindre de er sterilisert i henhold til Forskrift om sterilisering av avfall til dyrefôr (min. 120°C i 20 min, se over).

3.9. Forskrift om spesifisert risikomateriale med hensyn til overførbare spongiforme encefalopatier (SRM)

Forskrift om spesifisert risikomateriale (SRM) med hensyn til overførbare spongiforme encefalopatier ble fastsatt av Landbruksdepartementet og Sosial- og helsedepartementet 20. november 2000. Den definerer SRM og hvordan SRM skal håndteres. Den fastslår at SRM enten skal destrueres eller graves ned på fyllplass etter sterilisering (samme krav som høyrisikoavfall). Per november 2001 defineres SRM som: hodeskallen, inkludert hjerne og øyne, samt mandler og ryggmarg fra storfe, sau og geit eldre enn 12 måneder; tarm fra storfe uansett alder; milt fra sau og geit uansett alder.

Forskriften forbyr for øvrig direkte beskadigelse av hjernen hos storfe, sau og geit som et ledd i immobilisering etter bedøvelse ("pithing"), samt bruk av hode og virvelsøyle til framstilling av mekanisk utbeinet kjøtt.

3.10. Kommende endringer

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

Det er nedsatt en arbeidsgruppe av Landbruksdepartementet i samråd med Miljøverndepartementet og Sosial- og helsedepartementet for samordning av forskrifter for gjødselvarer m.v. av organisk opphav. Bakgrunnen for dette er problemer knyttet til avgrensning mellom Slamforskriften og Gjødselvarerforskriften, og dermed redusert brukervennlighet som følge av dette. Det foreslås bl.a. å samordne bestemmelsene knyttet til silopressaft (Silopressaftforskriften), husdyrgjødsel (Husdyrgjødselforskriften), avløpslam (Slamforskriften) og det meste av gjødselvarerne (Gjødselvarerforskriften) i én forskrift. Arbeidsgruppens mandat har vært å få til et regelverk som er enklere, mer enhetlig, mer brukervennlig og fullstendig harmonisert. Gruppens forslag til samordnet forskrift har vært ute på høring med høringsfrist 5. januar 2001, og ikrafttreddelsen av forskriften vil bli tidligst i 2002.

I forslaget til ny forskrift er Statens landbrukstilsyn satt som utøvende myndighet. I forslaget til kvalitetsklasser er det satt inn en ny klasse 0 (tabell 4) som samstemmer med Debios krav til innsatsmidler i økologisk landbruk:

Tabell 4: Grenseverdier for tillatt innhold av tungmetaller etter forslaget til ny samordnet forskrift.

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

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

landbruksstilsyn. Det blir gitt større toleranser ved tungmetallanalyser, i det én av fem prøver kan overskride grenseverdiene med maksimalt 50%.

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

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

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

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

3.10.2. Krav relatert til bekjempelse av prionsykdommer

EU publiserte den 22. mai 2001 parlaments- og rådforordningen 999/2001/EC³, som samler regelverket angående forebygging, kontroll og utrydning av spesifikke prionsykdommer. Regelverket inkluderer tiltak rettet mot våtorganiske produkter som inngår i fôr, gjødsel og jordforbedringsmidler.

Omfanget av tiltakene som ulike land vil bli pålagt vil være avhengig av landets status mht prionsykdommer. Foreløpig er land klassifisert i 4 risikoklasser, og Norge er plassert i den beste kategorien (kategori 1). I følge dokument 999/2001/EC skal det imidlertid nå innføres 5 risikoklasser. Land som ikke ønsker å plasseres i kategori 5, der de strengeste tiltakene blir pålagt, må sende inn en søknad innen utgangen av år 2001. Hvis EU har tilstrekkelig dokumentasjon, vil avgjørelsen om risikoklasse kunne foreligge innen 6 måneder etter at søknaden er levert. Det er derfor grunn til å tro at Norge vil ha klargjort kravene til behandling av animalsk avfall med tanke på TSE innen 1. juli 2002.

Klassifiseringen er basert på en rekke elementer, m.a. en risikovurdering for BSE. Det er ikke klart hvilke kriterier som vil ligge til grunn for denne risikovurderingen. For Norge vil begrenset import trolig være den viktigste faktoren, siden det er mest sannsynlig at BSE ikke finnes i Norge. Økt import vil kunne kompenseres av strengere regelverk for bruk av animalsk avfall på nasjonalt nivå.

Hvis Norge klassifiseres i kategori 1, vil eneste krav fra EU være et forbud mot bruk av pattedyrproteiner i fôr til drøvtyggere. Det vil være tillatt å bruke kjøtt- og benmel i fôr til fjørfe og gris, og ingen vev vil lenger defineres som SRM.

³ http://europa.eu.int/eur-lex/en/lif/dat/2001/en_301R0999.html

3.11. Pågående arbeid innen EU

3.11.1. Working Document on Sludge, 3. Draft

27. april 2000 ble dette dokumentet sendt på høring. Man er fremdeles i begynnerfasen med dette EU-direktivet, slik at det kan se helt annerledes ut når det er ferdig. I arbeidsdokumentet står det bl.a.:

Slam må brukes slik at risikoen for negative effekter minimeres for:

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

Det settes krav til maksimalt tungmetallinnhold per kg tørrstoff og per kg P (tabell 5), maksimal mengde tungmetaller per arealenhet og år (tabell 6) og maksimalt innhold av organiske forurensninger i slammet (tabell 7). Kravene til tungmetaller gis både i mg/kg TS og i mg/kg fosfor tilført, for å unngå at man sprer slam med stort tungmetallinnhold i forhold til gjødselverdien. Det er også angitt en nedtrappingsplan for grenseverdiene per kg tørrstoff, og grenseverdier for årlig tilføring av tungmetaller til jorda (tabell 8). Det stilles også krav til maksimalt innhold av tungmetaller i jord hvor slam kan spres (tabell 9). Grenseverdiene er satt ut fra pH i jordsmonnet.

Tabell 5: Foreslåtte grenseverdiene for tungmetaller i avløpslam (Working document on sludge, 3rd draft).

Tungmetaller	Grenseverdier (mg/kg TS)				Grenseverdier (mg/kg P)
	Dagens direktiv	Arbeidsdokumentets forslag			Arbeidsdokumentets forslag
		Ca. 2003	Ca. 2015	Ca. 2025	
Kadmium (Cd)	20 – 40	10	5	2	250
Bly (Pb)	750 – 1200	750	500	200	18750
Kvikksølv (Hg)	16 – 25	10	5	2	250
Nikkel (Ni)	300 – 400	300	200	100	7500
Sink (Zn)	2500 – 4000	2500	2000	1500	62500
Kobber (Cu)	1000 - 1750	1000	800	600	25000
Krom (Cr)	-	1000	800	600	25000

De foreslåtte grenseverdiene i arbeidsdokumentet er mye høyere enn gjeldende grenseverdier i Slamforskriften. Først i år 2025 kommer verdiene i nærheten av de norske grenseverdiene.

Tabell 6: Grenseverdier for mengde tungmetaller som kan tilføres årlig til jorden, basert på 10 års middel (fra "Working document on sludge", 3rd draft).

Tungmetaller	Grenseverdier (g/ha-år)			
	Dagens direktiv	Arbeidsdokumentets forslag		
		Ca. 2003	Ca. 2015	Ca. 2025
Kadmium (Cd)	150	30	15	6
Bly (Pb)	15000	2250	1500	600
Kvikksølv (Hg)	100	30	15	6
Nikkel (Ni)	3000	900	600	300
Sink (Zn)	30000	7500	6000	4500
Kobber (Cu)	12000	3000	2400	1800
Krom (Cr)	-	3000	2400	1800

Tabell 7: Foreslåtte grenseverdier for organiske forurensninger i EUs nye arbeidsdokument om avløpsslam (Working document on sludge, 3rd draft)

Miljøgift:	AOX ¹	LAS ²	DEHP ³	NPE ⁴	PAH ⁵	PCB ⁶	PCDD/F ⁷
Benevning:	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	ng TE/kg TS
Grenseverdi:	500	2600	100	50	6	0.8	100

¹ Sum av halogenerte organiske komponenter

² Lineære alkylbensensulfonater

³ Di(2-etylhexyl)ftalat

⁴ Nonylfenol og -etoksilater med 1 og 2 etoksi-grupper

⁵ Sum av de følgende polysykliske aromatiske hydrokarboner: acenaften, fenantren, fluoren, fluoranten, pyren, benso(b+j+k)fluoranten, benso(a)pyren, benso(ghi)perylene, indeno(1,2,3-c,d)pyren.

⁶ Sum av polyklorerte bifenyler nummer 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

⁷ Polyklorerte dibensodioxiner/dibensofuraner

Per i dag (november 2001) ligger det an til at kravene til innhold av organiske forurensninger i avløpsslam ikke blir vedtatt, i alle fall ikke for alle forbindelsene som er nevnt i tabell 7.

Tabell 8: Grenseverdier for konsentrasjon av tungmetaller i jord som kan tilføres slam (fra "Working document on sludge", 3rd draft).

Tungmetall	Grenseverdier (mg/kg TS)			
	Direktiv 86/278/EEC (gjeldende i dag) 6<pH<7	Utkast 3 til nytt EU-direktiv		
		5 ≤ pH < 6	6 ≤ pH < 7	pH ≥ 7
Kadmium	1 - 3	0.5	1	1.5
Krom	-	30	60	100
Kobber	50 - 140	20	50	100
Kvikksølv	1 - 1.5	0.1	0.5	1
Nikkel	30 - 75	15	50	70
Bly	50 - 300	70	70	100
Sink	150 - 300	60	150	200

Det er imidlertid lagt opp til at kompetent myndighet på faglig grunnlag kan gi tillatelse til spredning av slam selv om tungmetallinnholdet i jorda ikke tilfredsstillende disse kravene.

Det er laget en liste med krav til forskjellige behandlingsmetoder for slam (avansert og konvensjonell behandling). Reglene for spredning på forskjellige landarealer er vist i tabell 9.

Avanserte behandlingsmetoder:

- Termisk tørking med temperatur høyere enn 80°C for alle slampartikler, og minst 90% tørrstoffinnhold etter tørking.
- Termofil aerob stabilisering med temperatur på minst 55°C i 20 timer i én batch, uten slamtilsetning eller slamuttak under behandlingen.
- Pasteurisering og anaerob stabilisering (minimum 30 minutter med 70°C etterfulgt av minimum 12 dager midlere oppholdstid i råtnetank ved minst 35°C).
- Kalkbehandling til pH 12 eller mer ved en temperatur på minst 55°C i 2 timer.
- Kalkbehandling til pH 12 i mer enn 3 måneder.

Det må kunne dokumenteres at prosessene reduserer testorganismer som *Salmonella Senftenberg W 775* med en faktor på 10^6 . Behandlet slam skal ikke inneholde *Salmonella spp* i 50 g våtvekt, og behandlingen skal oppnå en reduksjon av *E.coli* med minst en faktor på 10^6 til mindre enn 500 CFU/g.

Konvensjonelle behandlingsmetoder:

- Termofil aerob stabilisering ved en temperatur på minst 55°C med en midlere oppholdstid på 20 dager.
- Termofil anaerob stabilisering ved en temperatur på minst 53°C med en midlere oppholdstid på 20 dager.
- Kalkbehandling som sikrer en homogen blanding av kalk og slam. Blandingen skal ha pH på over 12 direkte etter kalktilsetning og i minst 24 timer etterpå.
- Mesofil anaerob stabilisering med en temperatur på minst 35°C og en midlere oppholdstid på 15 dager.
- Utvidet lufting ved omgivelsestemperatur i en batch-prosess, uten slamtilførsel eller slamuttak under behandlingen (behandlingstiden bestemmes av kompetent myndighet på grunnlag av klimatiske forhold i området).
- Simultan aerob stabilisering ved omgivelsestemperatur (behandlingstiden bestemmes av kompetent myndighet på grunnlag av klimatiske forhold i området).
- Lagring i uavvannet form ved omgivelsestemperatur i en batch-prosess, uten slamtilførsel eller slamuttak under behandlingen (behandlingstiden bestemmes av kompetent myndighet på grunnlag av klimatiske forhold i området). Slambehandlingen skal minst gi en 10^2 reduksjon i *E.coli*.

Tabell 9: Regler for spredning av slam på forskjellige typer landareal.

Type landareal	Avansert behandling	Konvensjonell behandling
Beitemark	Ja	Ja, dypinjeksjon og ingen beiting i seks uker etter injeksjon
Fôravling	Ja	Ja, ingen høsting i seks uker etter spredning
Åker	Ja	Ja, dypinjeksjon eller umiddelbar nedpløying
Frukt og grønnsaker i kontakt med jorden	Ja	Nei. Ingen høsting i 12 måneder etter anvendelse
Frukt og grønnsaker som spises rå, i kontakt med jorden	Ja	Nei. Ingen høsting i 30 måneder etter anvendelse
Frukttrær, vingårder, treplantasjer og skogplanting	Ja	Ja, dypinjeksjon og ingen offentlig adgang i 10 måneder etter spredning
Parker, grøntområder og alle offentlige områder i byer	Ja, men bare godt stabilisert og luktfritt slam	Nei
Skogsområder	Nei	Nei
Revegetering av ikke-produktive områder	Ja	Ja, men ingen offentlig adgang i 10 måneder etter spredning

Så lenge det ikke er angitt om kravene gjelder uavvannet eller avvannet slam, må man gå ut fra at kriteriene skal kunne brukes enten slammet er avvannet eller uavvannet. Da vil kravet til kompostering av slam (aerob stabilisering av avvannet slam) for å tilfredsstille kravene til avansert behandling være temperatur over 55°C i 20 timer, som er langt mildere enn krav i andre land.

Det er ikke angitt krav til parasittegg i dette arbeidsdokumentet, men det arbeides med å få inn slike krav i det endelige EU-direktivet.

Følgende parametre skal alltid analyseres for å karakterisere slammet:

- tørrstoffinnhold og innhold av organisk stoff (flyktig tørrstoff)
- pH
- total nitrogen, ammonium-nitrogen, fosfor og kalium

For bruk i jordbruket og tilsvarende bruk skal også følgende parametre analyseres for å karakterisere den agronomiske verdien av slammet:

- kalsium, magnesium og svovel
- bor, kobolt, jern, mangan og molybden

Det skal tas regelmessige analyser over året med en minimum hyppighet som vist i tabell 10.

Tabell 10: Antall analyser av ulike parametre som kreves ved forskjellig slamproduksjon (krav ifølge "Working document on sludge", 3rd draft).

Produsert slammengde (tonn TS per år og per anlegg)	Minimum antall analyser per år				
	Agronomiske parametre	Tungmetaller	Organiske miljøgifter	Dioksiner	Mikroorg.
<250	2	2	-	-	2
250-1000	4	4	1	-	4
1000-2500	8	4	2	-	8
2500-4000	12	8	4	1	12
>4000	12	12	6	1	12

90-percentilen av prøvene skal overholde kravene til tungmetaller, organiske forurensninger og mikroorganismer, og de øvrige 10% av prøvene skal ikke overskride grenseverdiene med mer enn 50% for at slammet skal kunne godkjennes. Hvis alle målte verdier ligger under 75% av kravet i en toårsperiode, kan kompetent myndighet bestemme at man kan redusere antall analyser.

3.11.2. Working Document on Biological Treatment of Biowaste, 2. Draft

2. utkast av dette arbeidsdokumentet forelå 12. februar 2001. Arbeidet med dette direktivet er fremdeles i begynnerfasen. Per i dag (desember 2001) er videre skjebne for direktivet usikker, da videre behandling er utsatt på ubestemt tid.

I arbeidsdokumentet står det bl.a.:

Medlemsland skal lage systemer for separat innsamling av våtorganisk avfall for å unngå forurensning av våtorganisk avfall med andre forurensende avfall, materialer og substanser. Spesielt bør følgende biologiske avfallstyper innsamles separat, hvis de ikke blir hjemmekompostert:

- Matavfall fra private husholdninger
- Matavfall fra restauranter, kantiner, skoler og offentlige bygninger
- Våtorganisk avfall fra torg
- Våtorganisk avfall fra butikker, små bedrifter og serviceinstitusjoner
- Våtorganisk avfall fra merkantile, industrielle og institusjonelle kilder
- Grøntavfall og trevirke fra private så vel som offentlige parker, hager og kirkegårder.

Disse systemene skal i det minste dekke byområder med mer enn 100.000 innbyggere innen 3 år, og tettsteder med mer enn 2.000 innbyggere innen 5 år. Det kan gjøres unntak for indre byområder og lite befolkede områder med mindre enn 10 innbyggere per km².

Bare behandlet våtorganisk avfall skal kunne spres på jorda, bortsett fra planteavfall som spres lokalt der det oppstår i jordbruk eller skogbruk. Behandlingen av våtorganisk avfall skal være enten kompostering eller anaerob stabilisering (eller en kombinasjon av disse to).

For behandlingsanlegg som produserer mer enn 500 tonn behandlet hageavfall eller 250 tonn behandlet våtorganisk avfall per år, skal indikatororganismen *Salmonella senftenberg W775*

(under revisjon) brukes til å bestemme effekten av behandlingen. Testen skal utføres innen 12 måneder etter oppstarten av anlegget.

Hygieniseringskrav til anlegg for kompostering og anaerob stabilisering for anlegg med mer enn 100 tonn behandlet grøntavfall per år, eller mer enn 50 tonn behandlet våtorganisk avfall per år:

- Ingen *Salmonella spp* i 50 g kompost (under revisjon)
- Ingen *Clostridium perfringens* i 1 g kompost (under revisjon)
- Mindre enn 3 spirende hvetefrø per liter kompost

For behandlingsanlegg med mer enn 500 tonn behandlet grøntavfall per år eller mer enn 250 tonn behandlet våtorganisk avfall per år, er det satt krav til temperatur, behandlingstid og antall vendinger ved kompostering (tabell 11).

Tabell 11: Krav til temperatur, behandlingstid og antall vendinger for kompostering av våtorganisk avfall (forslag fra "Working Document on Biological Treatment of Biowaste", 2. Draft).

Type kompostering	Temperatur	Behandlingstid	Antall vendinger
Rankekompostering	≥ 55°C	2 uker	5
Rankekompostering	≥ 65°C	1 uke	2
Reaktorkompostering	≥ 60°C	1 uke	-

Ved anaerob stabilisering av våtorganisk avfall skal temperaturen være over 55°C over en 24 timers periode, og hydraulisk oppholdstid skal være minst 20 døgn. Hvis temperaturen i prosessen er lavere eller eksponeringstiden kortere, skal det våtorganiske avfallet forbehandles eller etterbehandles ved 70°C i 1 time, eller eventuelt komposteres etter utråtningen.

Kravene til hygienisering og stabilisering av våtorganisk avfall vil bli samordnet med kravene i det oppdaterte slamdirektivet.

Det er foreslått 3 miljøkvalitetsklasser for kompost/utråtningsrest og stabilisert våtorganisk avfall (tabell 12).

Tabell 12: Krav til tungmetaller, organiske forurensninger og partikler i avfallskompost og stabilisert våtorganisk avfall (forslag fra Working Document on Biological Treatment of Biowaste, 2. Draft).

Parameter	Kompost/utråtningsrest*		Stabilisert våtorganisk avfall*
	Klasse I	Klasse II	
Kadmium (Cd) (mg/kg TS)	0.7	1.5	5
Bly (Pb) (mg/kg TS)	100	150	500
Kvikksølv (Hg) (mg/kg TS)	0.5	1	5
Nikkel (Ni) (mg/kg TS)	50	75	150
Sink (Zn) (mg/kg TS)	200	400	1500
Kobber (Cu) (mg/kg TS)	100	150	600
Krom (Cr) (mg/kg TS)	100	150	600
Sum PCB (mg/kg TS)**	-	-	0.4
Sum PAH (mg/kg TS)**	-	-	3
Partikler >2 mm (%)	<0.5	<0.5	<3
Grus og stein >5 mm (%)	<5	<5	-

* Normalisert til et innhold av organisk stoff på 30%.

** Grenseverdier for organiske forurensninger samordnes med slamdirektivet.

Det skal tas prøver av tørrstoffinnhold, innhold av organisk stoff (flyktig tørrstoff), egenvekt, konduktivitet, pH, total nitrogen, ammonium-nitrogen, fosfor (som fosfater), kalium (som kaliumoksid), kalsium (som kalsiumoksid), magnesium (som magnesiumoksid), boron, molybden, C/N-forhold, partikler, Dynamisk Respirasjonsindeks, respirasjonsaktivitet etter 4 dager, *Salmonella spp*, *Clostridium perfringens*, spirende hvetefrø, kadmium, bly, kvikksølv, nikkel, sink, kobber, krom, sum PAH og sum PCB. Prøvene skal tas:

- 2 ganger i året for anlegg som produserer mellom 500 og 1.000 tonn behandlet våtorganisk avfall per år.
- 4 ganger i året, eller minst for hver 1.000 tonn produsert, for anlegg som produserer mellom 1.000 og 10.000 tonn behandlet våtorganisk avfall per år.
- 12 ganger i året for anlegg som produserer mer enn 10.000 tonn behandlet våtorganisk avfall per år.

Dersom det tas 2 eller 4 prøver av komposten i løpet av et år, kan én av prøvene overskride kravene i tabell 26 med inntil 20%. Dersom det tas 12 prøver i året, kan 3 av dem overskride kravene med inntil 20%. Analyseresultatene skal oppbevares av produsenten i minst 5 år og være tilgjengelig for myndighetene. Det skal også tas luktprøver av kompost, utråtningsrest eller stabilisert våtorganisk avfall med dynamisk olfaktometer for behandlingsanlegg som ligger nær bolighus og produserer mer enn 500 tonn behandlet hageavfall eller 250 tonn behandlet våtorganisk avfall per år.

4. Smittestoffer i organisk avfall

Det har gjennom alle år vært en tradisjon å bruke avfallsprodukter fra næringsmiddelindustrien i nye produkter og da i første rekke til fôr. Sorteringen av slakteavfall i lav- og høyrisikoavfall, samt rutiner for sterilisering og destruering av avfall, har sikret at gjenvinningen har foregått på en forsvarlig måte sett ifra et helse- og miljøsynspunkt. Nye rutiner regulert gjennom nye forskrifter de siste to årene (se kapittel 3) er ment å forbedre sikkerheten på dette området ytterligere.

I dette kapitlet gis en oversikt over de viktigste smittestoffene som kan finnes i avløpslam og våtorganisk avfall og forekomsten av disse.

4.1. Ulike typer smittestoffer

Ubehandlet organisk avfall kan inneholde alle kjente typer av smittestoff: prioner, virus, bakterier, sopp og parasitter (encellede parasitter [protozoer], ikter [trematoder], bendelorm [cestoder] og rundorm [nematoder]). Med smittestoff mener vi molekyler, partikler eller levende organismer som er i stand til å etablere seg og formere seg hos (inni/utenpå) levende dyr og mennesker eller planter. Prioner og virus er ikke selvstendige levende organismer. Alle de nevnte typer smittestoff kan finnes hos dyr og mennesker, mens vi hos planter bare finner virus, sopp og nematoder.

Nedenfor er gitt en kort beskrivelse av de viktigste gruppene smittestoffer som kan forventes å finnes i avløpslam og våtorganisk avfall.

4.1.1. Prioner

Prioner er normalt forekommende proteiner i enkelte celletyper som har fått en unormal tredimensjonal struktur pga. feilfolding, slik at deres egenskaper har blitt forandret. Prioner produseres kun inni visse typer levende celler hos mennesker og dyr. Smitteoverføring skjer ved hjelp av de svært resistente omdannede proteinene (prionene).

4.1.2. Virus

Virus er små partikler (diameter fra 18 nm til 300 nm) som består av et nukleinsyregenom (DNA eller RNA) omgitt av eller integrert i et beskyttende proteinlag (kapsid). Noen virus har en kappe ytterst, som består av en lipidmembran. Virus kan bare formere seg (replikere) inni en vertscelle, og replikasjonen skjer ved at vertscellen produserer de ulike viruskomponentene, som deretter settes sammen til en ny viruspartikkel. En rekke virus kan forårsake sykdom hos mennesker, dyr og planter, men det finnes også mange apatogene former. Mange av de patogene virus hos mennesker og dyr lever i mage-tarmkanalen eller luftveiene og forårsaker mage-tarmsykdom, ofte med diaré, eller luftveissykdom. Smitteoverføring skjer ved hjelp av viruspartikler (utskilt) fra vertscellene.

4.1.3. Bakterier

Bakterier er encellede organismer uten cellekjerne, og tilhører således de prokaryote organismene. De er runde, stavformet eller spiralformet. De runde bakteriene er ca. 1 μm i diameter. Bakterier formerer seg ved todeling. Voksende/reproduserende bakterier kalles vegetative former. Enkelte bakterier, for eksempel miltbrannbakterien *Bacillus anthracis*, kan danne svært miljøresistente *sporer* dersom miljøforholdene rundt dem gjør videre formering

umulig. I mage-tarmkanalen og på huden hos dyr og mennesker finnes tallrike bakterier uten å framkalle sykdom (normalflora). Enkelte bakterier fremkaller sykdom bare hos svekkede individer (opportunist), men andre jevnlig framkaller sykdom dersom de får mulighet til å etablere seg. Flere av de patogene bakteriene koloniserer fordøyelseskanalen hos mennesker og dyr og forårsaker mage-tarmsykdommer. Smitteoverføring av bakterieinfeksjoner skjer enten med vegetative bakterier eller med sporer.

4.1.4. Sopp

Sopp utgjør en svært heterogen gruppe av eukaryotiske organismer (organismer med cellekjerne). Det er to hovedgrupper av sopp, gjærsopp (engelsk: yeast) og muggsopp (engelsk: fungi). De fleste soppartene lever som frittlevende i jord eller i dødt organisk materiale (er saprofyttære), men mange kan kolonisere levende dyr og planter. Man sier da at de går over i en parasittisk fase. Slike sopper formerer seg gjerne på forskjellig måte i den saprofyttære (frittlevende) og den parasittiske fasen. Sopp er en viktig sykdomsårsak hos planter. Enkelte sopper kan også forårsake sykdom hos mennesker og dyr, mens andre normalt er en uskadelig del av normalfloraen. Enkelte sopper utøver sin skadelige effekt ved å produsere toksiner (mykotoksiner) eller ved å virke som allergener (utløser allergi). Smitteoverføring med sopp skjer hovedsakelig med sporer, men kan også skje med vegetative celler, såkalte hyfer.

4.1.5. Parasitter

Parasitter er også en svært heterogen gruppe av ulike organismer, som har det til felles at de lever mer eller mindre på bekostning av en annen, større organisme, kalt verten (planter, dyr, mennesker). Mange parasitter har en komplisert livssyklus og gjennomgår flere ulike stadier i løpet av denne prosessen. Noen parasitter har en direkte livssyklus, der hele utviklingen kan gjennomføres hos en og samme vert. Andre parasitter har en indirekte livssyklus, og må bruke to eller flere ulike verter for å gjennomføre hele utviklingen. De aller fleste parasittene formerer seg utelukkende hos verten, og ikke ute i miljøet.

Encellede parasitter

Encellede parasitter tilhører rekken Protozoa, som består av encellede, eukaryote organismer. De vegetative stadiene av de fleste protozoene er mellom 5 μm og 100 μm store og er dermed mikroskopiske. De lever intra- eller ekstracellulært i mage-tarmkanalen, i blod og vevsvæsker og i ulike andre organ og vev. Noen protozoer har en direkte, mens andre har en indirekte livssyklus. Mange protozoer danner resistente overføringsstadier (cyster, oocyster, sporer), som gjerne skilles ut via vertens avføring. Smitteoverføring hos disse skjer da med disse stadiene.

Flercellede parasitter

Flercellede parasitter tilhører dyreriket og omfatter helminter (=mark, orm) og arthropoder (middedyr, insekt). Ved bruk av organisk avfall er det først og fremst helminter som er av interesse. Helminter er makroskopisk synlige parasitter, og omfatter ikter (trematoder), bendelorm (cestoder) og rundorm (nematoder). Alle ikter og de fleste bendelormer har en indirekte livssyklus, mens både direkte og indirekte utvikling forekommer hos ulike rundormer. Smitteoverføring kan skje på ulike måter, men viktigst i denne sammenheng er overføring via resistente egg, som utskilles med avføringen, og via larvestadier som finnes i ulike (spiselige) vev og organer.

4.2. Opprinnelse og forekomst av smittestoffer i organisk avfall

4.2.1. Avløpsslam

Opprinnelse

I kommunalt avløpssvann og ubehandlet avløpsslam vil man kunne forvente å finne alle typer smittestoffer som utskilles via avføringen til de menneskene som oppholder seg i området. Dette kan være humanspesifikke eller zoonotiske mikroorganismer, som hos mennesker hovedsakelig finnes i fordøyelseskanalen. Smittestoff som angriper luftveiene eller huden, vil i liten grad finnes i avløpsslam. I tillegg til smittestoff utskilt av mennesker, vil man kunne finne ulike mikroorganismer utskilt med avføringen fra husdyr og kjæledyr. En del avføring fra hund og katt og andre kjæledyr vil kunne tilføres avløpssvannet fra private boliger, mens avføring/smittestoff fra større husdyr, spesielt gris, vil finnes i avløpssvannet dersom kloakkrensaneanlegget får tilførsel fra slakteri. I avløpsslam vil det normalt være liten forekomst av plantepatogener. Slike patogener kan bla.a. stamme fra vask og skylling av frukt og grønnsaker i privathusholdninger og næringsmiddelindustri.

Hvilke smittestoff som finnes i avløpsslam og deres konsentrasjoner vil kunne variere betydelig over tid ved ett og samme rensesanlegg og mellom ulike rensesanlegg, avhengig av hvor mange personer som er tilknyttet rensaneanlegget og forekomsten av ulike sykdommer hos disse (Carrington, 2001). Ved anlegg som betjener større populasjoner, vil avløpsslammet gjerne inneholde et bredt spekter av smittestoffer, men konsentrasjonen av det enkelte smittestoff er gjerne relativt lav og relativt stabil over tid. Dette skyldes at mange sykdommer opptrer med lav prevalens i befolkningen, slik at det i en større populasjon til enhver tid vil finnes et moderat antall smitteutskillere. På den andre side vil den enkelte smitteutskillers bidrag til det totale volumet av generert avløpsslam være lite, slik at konsentrasjonen av smittestoff i avløpsslammet blir lav (fortynningseffekt). I slam fra rensesanlegg som betjener små populasjoner, og i septikslam som stammer fra en eller noen få familier, vil utvalget av smittestoff være mindre, og konsentrasjonen av smittestoff vil enten være relativt høy eller svært lav.

Forekomst

Internasjonalt er det gjort mange undersøkelser over forekomst og konsentrasjoner av ulike smittestoffer i ubehandlet avløpsslam (råslam). Typiske konsentrasjoner er henholdsvis 10^6 pr. gram våtvekt for *Escherichia coli*, 10^2 - 10^3 pr. gram for *Salmonella*, 10^2 - 10^4 pr. gram for enterovirus, 10^2 - 10^3 pr. gram for *Giardia*, 10^2 - 10^3 pr. gram for *Ascaris*, 10 - 10^2 pr. gram for *Toxocara*, og 5 pr. gram for *Taenia* (Carrington, 2001).

Det er få publiserte resultat over forekomsten av humanpatogener i avløpsslam i Norge. Langeland (1982) fant 130 *Salmonella*-bakterier pr. 100 ml råslam (våtvekt) og 140-140.000 *Salmonella*-bakterier pr. 100 gram slam (tørrvekt) i avløpsslam fra kloakkrensaneanlegg i Oslo.

I en annen undersøkelse av bakterie-innholdet i råslam fant Langeland *et al.* (1984) også store mengder termotolerante koliforme bakterier, fekale streptokokker og sporer fra *Clostridium perfringens* (tabell 13).

Tabell 13: Innhold av bakterier i råslam fra HIAS i 1983 (Langeland et al. 1984). Alle verdier angitt som 10-logaritmer.

Termotolerante koliforme	Fekale streptokokker	Sporer fra <i>Clostridium perfringens</i>	<i>Salmonella</i>
5,2 – 7,3	4,9 – 7,4	6,0 – 6,8	2,3 – 4,0

Bergstrøm (1981) undersøkte forekomsten av parasittegg i avvannet råslam fra 11 kommunale kloakkrenseanlegg og 4 septiktanker. I råslam fra 7 renseanlegg uten tilførsel av avløpsvann fra slakteri var det i gjennomsnitt 38 *Ascaris*-egg, 3 *Trichuris*-egg, 1 *Taenia*-egg, 4 *Toxocara*-egg og 1 *Toxascaris*-egg pr. 100 gram avvannet slam. I råslam fra to anlegg med tilførsel fra slakteri var det i gjennomsnitt 45 *Ascaris*-egg, 2 *Trichuris*-egg, 4 *Taenia*-egg, 2 *Toxocara*-egg og 1 *Toxascaris*-egg pr. 100 gram avvannet slam. Ved to renseanlegg som hovedsakelig renses avløpsvann fra slakteri var det i gjennomsnitt 1785 *Ascaris*-egg og 5 *Trichuris*-egg pr. 100 gram avvannet slam. I septikslam fra to boligområder der det bodde mange utlendinger ble det påvist i gjennomsnitt 6928 *Ascaris*-egg, men ingen andre egg, pr. 100 gram avvannet slam.

En lang rekke patogene muggsopparter kan finnes i slam, matrester og planteavfall. Ved bedømming kan de sorteres grovt i to kategorier, ”feltmuggsopp” (*Fusarium* spp., *Aureobasidium* spp., *Cladosporium* spp., m.fl.) og ”lagringsmuggsopp” (*Penicillium* spp., *Aspergillus* spp., *Mucorales* spp., m.fl.). Feltmuggsopp vokser hovedsakelig på levende plantemateriale under feltforhold, mens lagringsmuggsopp vokser på dødt substrat under lagringsforhold. Generelt er feltmuggsopp dårligere mykotoksinprodusenter enn lagringsmuggsopp. Et viktig unntak er *Fusarium*-arter.

Mange er vanlige på de fleste mat- og fôrvarer under normale lagringsforhold.

Carrington (Carrington 2001) har listet opp 29 arter av potensielle patogene sopper som kan finnes på planteavfall, og 2 arter og 3 familier av potensielle patogene sopper som kan finnes i slam (*Aspergillus* spp., *Trichophyton* spp., *Epidermophyton* spp., *Phialophora richardsii*, *Geotrichum candidum*).

Over 32 ulike mykotoksiner kan produseres av sopparter som har blitt påvist i norske matrester (Skaar 1998). Med ”mykotoksiner” menes her den strenge definisjonen: ”sekundære metabolitter som i lave konsentrasjoner er toksiske for virveldyr når de tilføres via en naturlig rute”. I tillegg produseres ”andre toksiske metabolitter”, som er sekundære metabolitter som kan være toksiske for planter, insekter eller virveldyr ved administrasjonsmåter som ikke tilsvarer naturlig eksponering for virveldyr, eller i *in vitro* systemer.

4.2.2. Våtorganisk avfall fra husholdninger og næringsmiddelindustri

Opprinnelse

I våtorganisk avfall fra privathusholdninger, storhusholdninger og næringsmiddelindustri vil man kunne forvente å finne langt lavere forekomst av smittestoffer enn i avløpsslam, fordi smittestoffer oppformert i fordøyelsiskanalen hos dyr og mennesker i liten grad forekommer i det førstnevnte avfallet. Et unntak vil være avfall som for en stor del består av husdyrgjødsel. Bedervede eller kontaminerte næringsmidler kan inneholde mye smittestoffer, men når slike næringsmidler finnes hos produsent, omsetningsledd eller forbruker, skal de ikke håndteres som mulig resirkulerbart våtorganisk avfall, men gå til destruksjon. Trolig syndes det en del mot dette, slik at våtorganisk avfall likevel inneholder en del patogener for dyr og mennesker. I tillegg vil våtorganisk avfall kunne inneholde ulike plantepatogener.

Forekomst

Innholdet av tarmbakterier vil variere mye avhengig av om man har med papirbleier i avfallet eller ikke, og om det mottas husdyrgjødsel eller slakteriavfall. Det er nylig gjort en stor nordisk undersøkelse av bakterieinnhold i våtorganisk avfall før og etter kompostering. Resultatene (tabell 14) viser at bakterieinnholdet i komposten ikke alltid overholder kravene som er satt i Gjødselforskriften.

Tabell 14: Innhold av bakterier i våtorganisk avfall før og etter behandling i 4 nordiske komposteringsanlegg (Christensen et al., 2001). Verdier angitt som 10-logaritmer, bortsett fra *Salmonella*, der prosentvis positive prøver ($n = 5$) er oppgitt.

Prøver tatt	Termotolerante koliforme bakterier (TKB)	<i>E. coli</i>	<i>Enterococcus</i>	Coliphages	<i>Salmonella</i>
Før kompostering	5,8 – 7,1	5,5 – 7,0	4,6 – 6,9	2,1 – 5,7	40 - 100
Etter kompostering	<2 – 3,8	<2 – 3,7	<2 – 5,4	<1 – 4,0	0 - 40
Etter ettermodning	2,1 – 5,3*	<1 – 4,3	2,4 – 4,3	<1 – 3,4	0

* De høye verdiene skyldes sannsynligvis oppblomstring av termotolerante koliforme bakterier av ikke-fekal opprinnelse (for eksempel *Aeromonas* eller *Klebsiella*.)

Christensen et al. (2001) foreslår at *Enterococcus* brukes som indikatororganisme istedenfor TKB, fordi denne bakterien er mer motstandsdyktig, og fordi det ikke finnes bakterier av ikke-fekal opprinnelse som kan innvirke på testene.

Ingen av de analyserte kompostprøvene hadde innhold av infektive parasittegg, men en av 10 delprøver fra ett av anleggene inneholdt et dødt *Ascaris*-egg. Det er for øvrig en del data om temperatur i komposteringsprosessen, men relativt lite data over bakterier og parasittegg i ferdig kompost.

Veterinærinstituttet og Landbrukstilsynet utførte i 1996 en undersøkelse av den mikrobiologiske kvaliteten på matrester fra storhusholdninger og privathusholdninger, samt av det varmebehandlede produktet ”miljøfôr” beregnet på gris og pelsdyr. Det ble påvist lite sopp og bakterier i ferdigproduktet, men store mengder muggsopp i matrestene, spesielt fra privathusholdningene. Dette er bekymringsfullt med tanke på muligheter for produksjon av varmeresistente mykotoksiner.

I undersøkelsen fra 1996 ble i alt 83 prøver av ikke-varmebehandlede matrester undersøkt for muggsopp. Av disse var 50 prøver tatt ut som stikkprøvekontroll av Landbrukstilsynet på anlegg som produserer våtfôr til gris eller pelsdyr. Et fåtall var prøver fra privathusholdninger. Muggtallene i prøvene ble funnet å ligge mellom 500 og 10.000.000 kolonidannende enheter (KDE) per gram. I alt 31 prøver hadde muggtall < 50.000 KDE/g, og vurderes å ha akseptabel hygienisk kvalitet med tanke på muggsopp etter kriterier valgt ved Veterinærinstituttet.

Det eksisterer ingen absolutte grenseverdier til bruk ved vurdering av hygienisk kvalitet basert på mykoflora. Dette skyldes blant annet at det er ingen systematisk sammenheng mellom mengde muggtall og mykotoksinnivå, slik at prøver med lave muggtall kan ha høye mykotoksinnivåer og omvendt. I tillegg kan enkelte arter ha eksplosive økninger i kolonidannende enheter under gode forhold, spesielt lagringsmuggsoppene *Penicillium*, *Aspergillus* og *Mucorales*. Kvalitetsbedømmingen bør derfor gjøres etter en samlet vurdering av muggtall, sammensetning av soppfloraen og prøvens art. I praksis vet man fremdeles for lite om samspillet mellom ulike sopper og den samlede effekten av ulike mykotoksiner til å gi en klar hygienisk vurdering med tanke på sopp/mykotoksiner. Veterinærinstituttet anbefaler derfor en strengere bedømming enn det som er nødvendig ut fra kunnskap om enkeltfaktorenes betydning.

I Norge er prionsykdommer diagnostisert hos menneske, sau, og katt.

Creutzfeldt-Jakob sykdom (CJS). De første tilfellene av CJS i Norge ble beskrevet på 1930-tallet (Blystad, 2000). Denne sykdommen oppstår over hele verden med en bemerkelsesverdig jevn hyppighet på ca 0,5 –2 tilfeller per million innbyggere per år. I Norge har humane prionsykdommer vært meldepliktige siden 1. januar 1997, og antall meldte tilfeller stemmer med tallene man kjenner til fra andre land (Blystad, 2000). Ny variant CJS, som er den menneskelige varianten av BSE, er aldri påvist i Norge.

Skrapesjuka. Skrapesjuka kan ha forekommet i Norge i over hundre år, i følge tidligere beretninger fra slutten av 1800-tallet (Hopp *et al.* 2000). Imidlertid er det kun siden 1981 at man har sikre opplysninger om forekomst av skrapesjuka hos norske sauer. Siden da er sykdommen påvist i 63 saueflokker, som en rekke enkelt tilfeller og en større epidemi i Rogaland og Hordaland i 1995-1996. I følge Petter Hopp og medarbeidere tyder registrerte tilfeller på at ”skrapesjuka forekommer men en lav prevalens over hele Norge, men **dersom forholdene ligger til rette for det kan det utvikle seg epidemier**”. Dette er viktig å huske i forbindelse med avfallshåndtering.

Det er aldri påvist skrapesjuka hos norsk geit (Hopp *et al.* 2000).

Sau smittet med BSE-agens er imidlertid vanskelig å skille fra sau med skrapesjuka, og vi kan fremdeles ikke utelukke totalt at et ukjent antall tilfeller diagnostisert som skrapesjuka er BSE. Det er imidlertid ingen holdepunkter for at norsk sau er blitt eksponert for BSE-smitte, mens vi vet at de kan ha vært eksponert for skrapesjuka gjennom importert sau (Hopp og Jarp, 1998). Raske diagnostiske metoder som kan skille mellom BSE og skrapesjuka vil forhåpentligvis være tilgjengelige innen få år.

FSE. Kattevarianten av BSE, FSE (felin spongiform encefalopati), ble påvist hos en 6 år gammel norsk katt i 1994 (Bratberg *et al.* 2000). Dette tilfellet forklares best ved at norske katter ofte føres med importert kattefôr fra Storbritannia. Dette bør rette søkelyset på om prioner i katter, kattefôr, og katteekskremer kan finne veien til storfe/småfe.

Situasjon angående potensielle prionsykdommer hos storfe, mink og vilt

BSE er ikke påvist hos storfe i Norge, til tross for økt overvåking. Det er til nå testet hjernevev fra ca 6600 storfe i risikopopulasjonen for BSE. Risikovurderinger utført i EU og ved VI konkluderer med at det er usannsynlig BSE forekommer på storfe i Norge (SSC, 2000d) (Veterinærinstituttet, 2000). Konklusjonen baserer seg bl.a. på at Norge har hatt svært liten import av storfe og kjøtt- og benmel. Dette taler også imot at BSE-smitte til norske småfe kan ha oppstått.

5. Organiske forurensninger i organisk avfall

5.1. Innledning

Blant de mange kjemikalier som er i bruk, har miljøvernmyndighetene prioritert enkelte stoffer som utgjør særlige helse- og miljøproblemer i Norge. Bruken av disse skal reduseres eller fases ut på kortere sikt. For de fleste av disse stoffene er det også inngått internasjonale avtaler om å redusere eller fase ut bruken av stoffene. Det er allerede tatt i bruk virkemidler overfor mange av de prioriterte stoffene nasjonalt. For noen av stoffene finnes det fortsatt gjenværende bruksområder og utslippskilder. Dessuten kan utslipp fra tidligere tiders forurensning eller avfall fortsatt skape forurensningsproblemer. Myndighetene vurderer derfor ytterligere virkemidler for å redusere eller fase ut utslippene av stoffene.

Listen over de prioriterte stoffene ble første gang presentert i St. meld. nr. 58 (1996 - 97), Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Den nasjonale målsettingen er at utslipp av disse stoffene stanses eller reduseres vesentlig innen henholdsvis 2000, 2005 og 2010.

Blant de stoffene som er aktuelle i forbindelse med kvalitet på avløpsslam og som det er satt strengest krav til (A-lista i Stortingsmelding 58), er nonyl- og oktylfenoler med tilhørende etoksilater, samt PCB.

Prioriterte kjemikalier der utslippene skal reduseres vesentlig, senest innen 2010 (B-lista, Stortingsmelding 58) er bl.a. forbindelser av Hg, Pb, Cd, Cu og Cr, samt PAH og dioksiner/furaner.

Arbeidet med miljø- og helsefarlige kjemikalier er et høyt prioritert område for norske myndigheter, og det er de senere årene gjort en betydelig innsats bl.a. for å kartlegge innholdet av og kilder til organiske forurensninger i kommunalt avløpssvann. Årsaken er at mange organiske forurensninger kan skade organismer i vannresipientene, de kan skade biologiske prosesser ved renseanleggene og de kan forringe kvaliteten på avløpsslam.

En undersøkelse av hvordan husholdninger bidrar til organiske forurensninger i kommunalt avløpssvann ble utført i 1998 (Nesgård og Lima-Charles 1998). Denne undersøkelsen kartla konsentrasjoner av NPE, ftalater, PAH, PCB og LAS i avløpssvannet fra Nordby boligområde i Rælingen kommune. Undersøkelsen gav klare indikasjoner om at husholdninger bidrar betydelig til de konsentrasjonene som finnes i avløpssvannet, spesielt av enkelte ftalater og LAS.

Nedenfor er gitt en kort beskrivelse av de organiske forbindelsene som er mest fokusert i avløpsslam og i våtorganisk avfall. Det er stort sett de samme forurensningene som vil finnes i alle avfallstypene. Forurensningene vil imidlertid finnes i ulike konsentrasjoner i de ulike avfallstypene. Enkelte organiske forbindelser som har vært lite vektlagt til nå, men som kan forekomme i organisk avfall, er også noe omtalt.

5.2. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) dannes ved ufullstendig forbrenning av petroleumsprodukter og annet organisk materiale og finnes således naturlig i miljøet (Edwards, 1983).

PAH-forbindelsenes kjemiske og fysiske egenskaper varierer mye. Generelt er PAH-forbindelser med lav molekylvekt (for eksempel naftalen (2 ringer)) mer flyktige og vannløselige og mindre lipofile enn tyngre PAH (for eksempel pyren (4 ringer) og benzo(a)pyren (5 ringer)).

Fettløseligheten øker og vannløseligheten avtar med økende antall aromater. Generelt øker resistensen i miljøet med økende antall benzenringer. Flere av PAH-forbindelsene er kjent for å være kreftfremkallende (karsinogene) og blant de mest potente er benzofluoranten, benzo(a)pyren, benzo(a)antracen, dibenzo(a,h)antracen og indeno(1,2,3-cd)pyren (IARC, 1983).

PAH står på myndighetenes OBS-liste og er blant de stoffene hvis forbruk ønskes redusert innen 2010.

5.3. Ftalater

Det finnes mange kommersielle ftalatestere (ftalater). Blant de viktigste er dibutylftalat (DBP), di(2-etylheyl)ftalat (DEHP), di-iso-nonylftalat (DINP) og di-n-oktylftalat (DOP).

Ftalater er mye brukt som mykgjørere i polyvinylkloridplast (PVC) og gummi (for eksempel bildekk), men finnes også i polyvinylacetater, celluloser og polyuretaner. De fleste medium- til høy molekylære ftalatene brukes i produksjonen av PVC, mens di-n-butyl ftalat (DBP) anvendes for eksempel i epoksy og celluloseestere. Ftalater med kortere kjeder anvendes bl.a. som løsningsmiddel i parfymen og pesticider.

Flere av de mest brukte ftalatene er moderat akutt giftige for vannlevende organismer. DEHP er også vist å være giftig for jordlevende organismer i høye konsentrasjoner (>250 mg/kg).

Ftalater står på myndighetenes OBS-liste.

5.4. Nonylfenol- og nonylfenoletoksilater (NPE)

APE-forbindelser (alkylfenoletoksilater) inngår i produkter som rengjøringsmidler, bilpleieprodukter, plantevernmidler, maling og plast. Blant APE-forbindelsene er nonylfenolethoxylater (NPEO) de mest anvendte og utgjør over 80% av produksjonen på verdensbasis.

I kommersielle NPEO består den hydrofile kjeden av etoksienheter som kan variere i antall fra 3 til 80. Disse brytes relativt raskt ned til etoksilater med 1 (NPEO1) eller 2 (NPEO2) etoksigrupper og derfra videre til 4-nonylfenol. Generelt er etoksilatene lite akutt giftige for vannlevende organismer men kan gi kroniske effekter. 4-nonylfenol er mer giftig enn etoksilatene for vannlevende organismer.

I forskrift fastsatt av Miljøverndepartementet 8.10.2001 er det fra 1.januar 2002 forbudt å produsere, importere, eksportere, omsette og bruke nonylfenol og oktylfenol og deres etoksilater, og stoffblandinger med innhold av disse stoffene. Forbudet omfatter ikke nonylfenol og oktylfenol og deres etoksilater i, eller til bruk i, maling- og lakkprodukter og smøreolje. Innholdet av NPE i avløps slam vil trolig avta betydelig når forskriften trer i kraft.

5.5. Lineære alkylbenzen sulfonater (LAS)

LAS (lineære alkylbensensulfonater) som er den mest brukte anioniske surfaktanten i kommersiell sammenheng, ble introdusert i 1965 som et bionedbrytbart alternativ for de mer tungtnedbrytbare grenede ABS-forbindelsene (ABS-Alkylbensensulfonater). LAS finnes foruten i vaskemidler også i bilpleiemidler, gulvbonemidler, håndsåpe, vaskemidler til vaskemaskiner og andre såpeprodukter. LAS er akutt giftig for vannlevende organismer, men brytes relativt raskt ned under aerobe forhold (se kap. 9.2.1).

LAS finnes ikke på myndighetenes OBS-liste.

5.6. Polyklorerte bifenyler (PCB)

Den kommersielle produksjonen av PCB begynte i 1929, og PCB har vært brukt mye som isolasjons- og kjølemiddel i elektrisk utstyr (kondensatorer, transformatorer) og som fugemasse.

Bruk av PCB ble forbudt i Norge i 1980. De fleste PCBene brytes langsomt ned og har dermed lang oppholdstid i miljøet og bioakkumuleres ved lagring i fettvev og oppkonsentreres i næringskjeden. PCB er blant de kjemikaliene som er høyest prioritert hos norske myndigheter når det gjelder å redusere utslipp til miljøet fra eksisterende produkter.

5.7. Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og –furaner (PCDD/F)

PCDD/F dannes ved produksjon av klorinerte forbindelser (for eksempel pentaklorfenol) eller ved forbrenningsprosesser hvor klorinerte forbindelser er tilstede. PCDD/F finnes i de fleste miljøer i svært lave konsentrasjoner. Som for mange av PCBene er PCDD/F svært persistente forbindelser som akkumuleres i miljøet. Dioksiner/furaner er oppført på myndighetenes OBS-liste og er blant de forbindelsene hvis utslipp skal reduseres betydelig innen 2010.

5.8. Sum av halogenerte organiske forbindelser (AOX)

AOX er ikke en spesifikk forbindelse men en samlebetegnelse for halogener (i første rekke klor og brom) bundet til organisk karbon. AOX i avløpslam kan således bestå av en rekke forbindelser for eksempel fra papir- og plastindustri.

5.9. Andre organiske forbindelser

5.9.1. Musk-forbindelser

Musk-etylen og musk-ketone (klor-nitro-benzene) brukes istedet for naturlige musk-forbindelser (lukt-stoffer) i parfymen, såper, vaskemidler, luftrensere etc.

Musk-xylener er oppført på myndighetenes prioritetsliste over stoffer hvis bruk skal reduseres innen 2010.

5.9.2. Østrogene forbindelser

Østrogene forbindelser som er dannet i kroppen (17β -østradiol og østron), samt syntetiske steroider som etinyløstradiol, som er den aktive komponenten i bl.a. p-piller, finnes i avløpsvann og kan overføres til slam.

5.9.3. Medisiner

Mange typer medisiner vil havne i avløpsvannet, enten ved at medisinrester kastes direkte i avløpet eller på grunn av rester og metabolitter som finnes i avføring og urin. Mange medisiner eller aktive stoffer i medisiner er persistente og fettløselige og ligner således på andre organiske forbindelser. En lang rekke medisiner og nedbrytningsprodukter av disse er

funnet i avløpsvann, drikkevann, sedimenter og jord. Det er imidlertid lite kjent hvordan disse medisinrestene oppfører seg i miljøet.

5.9.4. Organiske tinnforbindelser

Organiske tinnforbindelser er trolig de mest brukte organiske metallforbindelsene. Disse forbindelsene er toksiske for bakterier, sopp og alger. Mest miljøaktuelle er tributyl-tinn (TBT), trifenyl-tinn og tricyclohexyl-tinn som brukes i mange forskjellige sammenhenger bl.a til bunnstoff på båter (>25 fot), notimpregneringsmidler og til treimpregnering.

TBT og trifenyl-tinn finnes begge på myndighetenes prioritetsliste over kjemikalier hvis bruk skal reduseres betydelig innen 2010 (prioritetsliste B).

I tillegg til de gruppene av forbindelser som er nevnt over (som det generelt finnes lite og mangelfulle data om), er det behov for data også om stoffer og stoffgrupper som polyakrylamid (brukes i fellingsreaksjoner i en del renseanlegg), klorerte parafiner (tilsetningsstoffer i plast, maling etc), enkelte fenoler og ftalater.

5.10. Innhold av organiske forurensninger i organisk avfall

5.10.1. Avløpsslam

Det ble i 1996-97 gjennomført en undersøkelse av organiske miljøgifter i avløpsslam, i kompost fra kildesortert våtorganisk avfall og i husdyrgjødsel. I denne undersøkelsen ble det tatt 5 månedsblandprøver fra 7 norske avløpsreanseanlegg, og én månedsblandprøve fra et åttende anlegg. Det ble tatt analyser av komponenter som det er stilt krav til i regelverk for avløpsslam i utlandet, da Slamforskriften ikke har krav til innhold av organiske miljøgifter. Det ble analysert på dioksiner/furaner, PCB, PAH, kresoler, nonylfenol- og nonylfenoletoksilater, ftalater (DBP og DEHP) og anioniske tensider (LAS) (tabell 15).

Tabell 15: Innhold av organiske miljøgifter i avløpsslam i 1996-97 (Paulsrud et al. 1997a).

Parameter	Benevning	Minimum	Median	Middel*	Maksimum	Grenseverdi
Dioksiner/furaner	i-TE (ng/kg TS)	3,06	6,31	10,60	69,30	100**
PCB (sum 7 stk.)	mg/kg TS	0,0168	0,0422	0,0474	0,0996	0,2**/0,4 [#]
PAH (sum 6 stk)	mg/kg TS	0,11	0,90	1,93	15,02	3 [#]
PAH (sum 10 stk)	mg/kg TS	0,70	3,13	5,03	25,92	6/3 ^α
PAH (sum 16 stk)	mg/kg TS	0,70	3,87	6,01	30,28	-
Kresoler (sum 3 stk.)	mg/kg TS	i.d.	i.d.	35,3	470,0	-
Nonylfenol/-etoksilater (sum 2 stk)	mg/kg TS	22	136	171	650	50 [#] /50/10 ^α
Ftalater	DBP	mg/kg TS	<1	3	16	-
	DEHP	mg/kg TS	<1	58	65	100/50 ^α
LAS	mg/kg TS	<1	54	85	424	2.600/1.300 ^α

* Verdier under deteksjonsgrense er satt lik 0 ved utregning av middel.

** Tyske grenseverdier for avløpsslam (1992)

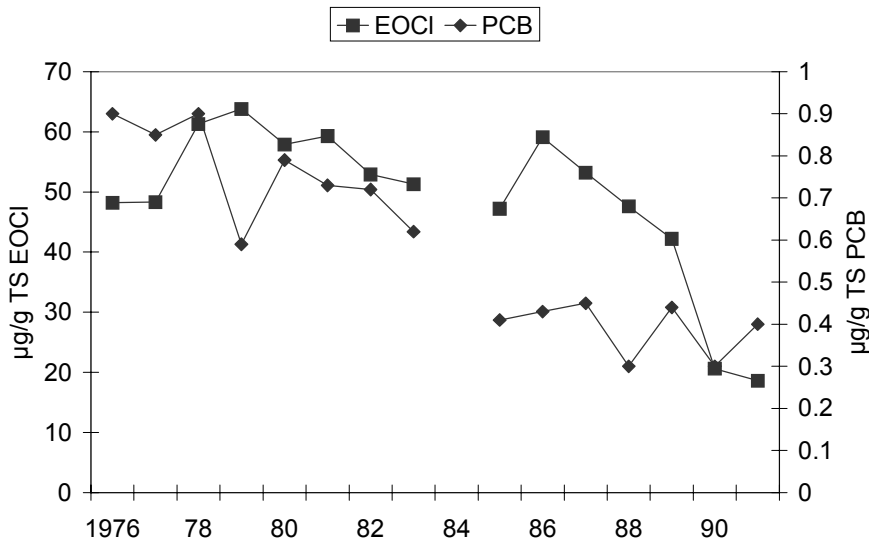
[#] Svenske retningslinjer for avløpsslam (1994)

^α Danske "afskæringsværdier" for affaldsprodukter til jordbrugsformål (første verdi gjelder fra 1.7.97, andre fra 1.7.00)

i.d. = ikke detektert (alle komponentene ligger under deteksjonsgrensen)

Årsaken til de høye maksimalverdiene for PAH og kresoler var at et anlegg hadde tilrenning fra en nedlagt treimpregneringsbedrift. LAS er analysert med en annen metode, som gir lavere verdier enn den man bruker i Danmark. Verdiene er derfor ikke sammenlignbare med de danske avskjæringsverdiene. Utslippene av nonylfenol og nonylfenoletoksilater i norsk avløpsslam er høye i forhold til de danske avskjæringsverdiene og de svenske retningslinjene.

Analysen av frysetørkede slamprøver fra Bekkelaget renseanlegg, som ble prøvetatt i tidsrommet 1976-1991, viser at innholdet av EOC1 og PCB er betydelig redusert i denne perioden (figur 2).



Figur 2: Konsentrasjoner av EOC1 og PCB i frysetørkede slamkaker fra Bekkelaget renseanlegg fra perioden 1976-1991 (Amundsen et al. 1997).

Konsentrasjonene av PCB i prøven fra 1991 var $0.4 \mu\text{g/g TS}$ (figur 2). Dette er ca. 10 ganger høyere enn nivået målt i 1996-97, hvor gjennomsnittskonsentrasjonen av PCB (sum 7 kongenere) var $0.047 \mu\text{g/g TS}$ avløpsslam (tabell 15). Innholdet av PCB i avløpsslam er ifølge disse dataene redusert med over 90% i perioden 1976-96.

Det er usikkert hvor representative dataene fra Bekkelaget er for norsk avløpsslam, men de gir i alle fall en indikasjon på at innholdet av klorerte forbindelser i avløpsslam er betydelig redusert de siste 20 årene.

Enkelte renseanlegg har bestemt innholdet av enkelte organiske forurensninger i avløpsslam de siste årene, men det finnes få tilgjengelige data på dette området.

5.10.2. Kompostert husholdningsavfall

Innholdet organiske forurensninger i 9 prøver av kompostert husholdningsavfall ble bestemt i 1997 (Paulsrud *et al.* 1997) (tabell 16).

Tabell 16: Innhold av organiske forurensningene i kompostert husholdningsavfall i 1996-97 (mg/kg TS) (Paulsrud *et. al.*, 1997b)

Organisk miljøgift	Benevning	Minimum	Median	Middel*	Maksimum	Grenseverdi
Dioksiner/furaner	i-TE (ng/kg TS)	0.49	3.72	4.41	11.9	100**
PCB (sum 7 stk.)	mg/kg TS	0.0027	0.0187	0.0241	0.0777	0.2**/0.4 [#]
PAH (sum 6 stk)	mg/kg TS	i.d.	0.62	0.78	2.37	3 [#]
PAH (sum 10 stk)	mg/kg TS	i.d.	0.62	1.04	3.26	6/3 ^α
PAH (sum 16 stk)	mg/kg TS	i.d.	1.01	1.36	3.77	-
Kresoler (sum 3 stk.)	mg/kg TS	i.d.	i.d.	2	22	-
Nonylfenol/-etoksi- later (sum 2 stk)	mg/kg TS	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.	50 [#] /50/10 ^α
Ftalater	DBP	mg/kg TS	<1	1.0	1.2	-
	DEHP	mg/kg TS	<1	1.7	6.8	100/50 ^α
LAS	mg/kg TS	14	71	85	185	2600/1300 ^α

* Verdier under deteksjonsgrense er satt lik 0 ved utregning av middel.

** Tyske grenseverdier for avløpsslam (1992)

[#] Svenske retningslinjer for avløpsslam (1994)

^α Danske "afskæringsværdier" for affaldsprodukter til jordbrugsformål (første verdi gjelder fra 1.7.97, andre fra 1.7.00)

i.d. = ikke detektert (alle komponentene ligger under deteksjonsgrensen)

Sammenlignet med innholdet i avløpsslam (tabell 15), er innholdet av alle de bestemte organiske forbindelsene, bortsett fra LAS, betydelig lavere. Innholdet av LAS i komposten var overraskende høyt tatt i betraktning at aerobe prosesser er vist å være effektive i nedbrytningen av LAS (se kapittel 8).

Innhold av organiske forurensninger i kompostert avløpsslam fra Lindum Ressurs og Gjenvinning AB viser at nivåene i moden slam-kompost kan være relativt lav (tabell 17). Sammenlignet med nivåene i kompostert husholdningsavfall (tabell 16) er innholdet av PAH og DBP i denne slam-komposten lavere enn det gjennomsnittlige innholdet i kompostert husholdningsavfall, mens innholdet av DEHP og LAS er omtrent likt gjennomsnittet i kompostert husholdningsavfall.

Tabell 17: Innhold av organiske forurensninger i slam-kompost fra Lindum Ressurs og Gjenvinning AB (Amundsen et al. 2001). Enhet: mg/kg TS

Organisk forurensning		Innhold (mg/kg TS)
Sum PAH (16 stk)		0.084
NPE		4.4
Ftalater	DBP	0.17
	DEHP	7.2
LAS		116
1,4-diklorbenzen		<0.005
Pentaklorfenol		<0.008

6. Metaller i organisk avfall

6.1. Innledning

Avløpsslam og våtorganisk avfall inneholder en lang rekke metaller, ja trolig vil de aller fleste metaller finnes her. Det finnes langt flere metaller og halvmetaller i disse avfallstypene enn de sju metallene som vanligvis bestemmes kvantitativt i avfallet og som det er etablert grenseverdier for.

Typisk for metaller er at de finnes overalt i jord, luft, vann, organisk avfall, i levende organismer osv. og inngår i et evig biogeokjemisk kretsløp. Flere av metallene er essensielle for at biologiske prosesser i mikroorganismer, planter, dyr og mennesker skal fungere og mens andre ikke har noen kjent biologisk funksjon.

Kildekartlegginger av metaller i avløpsvann har vist at husholdninger er en betydelig kilde til Cd, Pb, Zn og Cu, men bidrar i mindre grad til Hg, Ni og Cr i avløpsvannet. Metallene kommer bl.a. fra vannledningsnett, armatur, sminke og kroppspoleieprodukter, tekstiler og fra plast- og metalldele i vaske- og oppvaskmaskiner.

Nedenfor er det gitt en kort beskrivelse av de metallene som er mest fokusert i forbindelse med disponering og gjenvinning av organisk avfall.

6.2. Kadmium

Kadmium (Cd) er ikke vist å ha noen biologisk funksjon. Kadmium akkumuleres i kroppen og er svært toksisk for mennesker, dyr og planter, men forekommer oftest i lave konsentrasjoner slik at akutte effekter sjelden oppstår. Den alvorligste helsemessige effekten av Cd er knyttet til akkumulering i nyrebarken, hvor metallet kan forårsake nyresvikt ved for høye konsentrasjoner (>200 mg/kg våtvekt). Kadmium har en spesiell affinitet til SH-grupper, men også til OH-grupper og ligander som inneholder nitrogen. Slike bindinger gjør at Cd kan hemme funksjonen til en rekke biokjemiske prosesser i kroppen og for eksempel biosyntesen av klorofyll i planter.

Den viktigste kilden for Cd er matvarer, men tobakksrøyking og yrkesmessig eksponering for CdO er også viktige kilder.

Kadmium tilføres miljøet (jord, luft og vann) fra bl.a. metallarbeidende industri, gruveavløp, avløp fra husholdninger, sivevann fra fyllinger og fra langtransporterte luftforurensninger (betydelig redusert de siste 20 årene). Kadmium finnes i en lang rekke produkter (for eksempel batterier, akkumulatorer, mineralgjødsel).

Kadmium står på myndighetenes OBS-liste.

6.3. Bly

Bly (Pb) er ikke vist å ha noen biologisk funksjon i planter, dyr og mennesker. Bly akkumuleres i kroppen og er vist å være giftig for dyr og mennesker. Det er også mye som tyder på at Pb kan gi mentale skader hos barn ved konsentrasjoner som er lavere enn de som gir kliniske symptomer. Det er vist at det er en sammenheng mellom innholdet av Pb i jord og innholdet i blodet hos barn, noe som viser at jord og støv er en viktig kilde til Pb hos barn. Bly (på samme måte som Cd) reagerer med ulike kjemiske grupper i kroppen (for eksempel SH-grupper) og forstyrrer gjennom dette mange livsviktige biokjemiske prosesser i kroppen.

Bly slippes ut til miljøet fra industriprosesser (via avløp), overvann, enkelte gruver, langtransporterte luftforurensninger (betydelig redusert de siste 20 årene) og det finnes noe Pb i avløpsvann fra husholdninger. Bly inngår i en lang rekke produkter (for eksempel batterier, kabler, blyhagl).

Bly står på myndighetenes OBS-liste.

6.4. Kvikksølv

Kvikksølv (Hg) er ikke vist å ha noen essensielle biologiske funksjoner, men er blant de mest giftige metallene for mennesker og høyerestående dyr. Nesten alle former for Hg er vist å være toksiske for mennesker, selv om metallisk Hg (Hg⁰) må oksideres før det gir en toksisk effekt. Metyl-Hg er viet spesiell interesse på grunn av at det kan være kreftfremkallende, mutagent og kan gi fosterskader. Kvikksølv binder seg sterkere til SH-grupper enn Cd og Pb og påvirker på denne måten i større grad biokjemiske prosesser i mennesker og dyr.

Kvikksølv slippes ut til miljøet fra industri (klor-alkali fabrikker), tannlegekontorer, krematorier. Kvikksølv finnes i en rekke produkter (for eksempel tannfyllingsmaterialer, batterier, lyskilder, termometre).

Kvikksølv står på myndighetenes OBS-liste.

6.5. Sink

Sink opphopes i organismer og kan være giftig. Sink er samtidig et essensielt metall for mennesker og dyr. Sink er en viktig faktor i enzymer som er involvert i energiomsetning og celledeling. Sinkinnholdet i planter varierer betydelig, avhengig av innhold i jord, plantesort og klima.

Sink anvendes mye til korrosjonsbeskyttelse (forsinkede produkter) og spres på denne måten i miljøet via overvann. Sink spres også i miljøet fra metallarbeidende industri, gruveavløp og via en rekke produkter (for eksempel batterier, bunnstoff, gummidekk, plast) og legeringer (messing).

Sink står ikke på myndighetenes OBS-liste.

6.6. Kobber

Kobber er giftig for en del organismer, spesielt i vann. Kopper er samtidig et av de viktigste essensielle metallene for planter og dyr og inngår i en rekke enzymsystemer. Mange steder i Norge er innholdet i jord for lavt, slik at mangelsykdommer hos planter og dyr forekommer. I slike områder gjødsles ofte med Cu-holdig mineralgjødsel.

Kobber finnes i rør og rørdeler, noe som gjør at de viktigste kildene til spredning av Cu er via vann. Kobber finnes også i treimpregneringsmidler, bunnstoff, mineralgjødsel og plantevernmidler.

Kobber står på myndighetenes OBS-liste.

6.7. Nikkel

Nikkel er et giftig metall og nikkelstøv er vist å være kreftfremkallende. Nikkel er samtidig vist å være viktig for metabolske prosesser i høyere planter og mikroorganismer. Nikkel i mat kan være med på å øke frekvensen av allergier hos mennesker.

Nikkel spres til miljøet via industriprosesser, forbrenning av olje, overvann og avløp fra husholdninger og via produkter som inneholder Ni (for eksempel stålprodukter som inneholder Ni, batterier og akkumulatører, katalysatorer, asfalt).

Nikkel står ikke på myndighetenes OBS-liste.

6.8. Krom

Krom (Cr) er vist å ha betydning for mekanismer som regulerer blodsukker (diabetes) og for hjerte-kar-sykdommer. Det er også vist at tilsetning av Cr til væskeløsninger kan gi økt plantevekst, men Cr blir vanligvis ikke ansett som et nødvendig metall for planter. Høye doser av Cr er giftig for høyere planter. Krom finnes som Cr(III) og Cr(VI) i jord. Cr(VI) er langt mer giftig enn Cr(III).

Krom spres i miljøet bl.a. via en rekke industriprosesser (bl.a. garverier, tekstilindustri, overflatebehandling), overvann og avløp fra husholdninger og fra produkter som inneholder Cr (for eksempel stålprodukter, sement, blåsesand, maling).

Krom står på myndighetenes OBS-liste.

6.9. Andre metaller og halvmetaller

6.9.1. Arsen

Arsen er ikke regnet for å være et essensielt metall i biologiske systemer. Den viktigste faktoren som er bestemmende for toksisiteten til As overfor biologiske prosesser i jord og planter er tilstandsformen og biotilgjengeligheten. Arsen finnes i oksidasjonstilstand (+5) og (+3) i jord. Under aerobe forhold finnes det meste As som arsenat (+5), men oksidasjonstilstanden bestemmes også i stor grad av redox-forholdene og pH (Masscheleyn *et al.* 1991). Mikroorganismer er også viktig for tilstandsformen til As i jord, spesielt for metyleringen av As.

Arsen slippes ut til miljøet fra industriprosesser, avrenning fra gruver og fra produkter som inneholder As (for eksempel messing, blyakkumulatører, blyhagl).

Arsen står på myndighetenes OBS-liste.

6.9.2. Selen

Selen er et essensielt metall for dyr. Det er imidlertid relativt liten forskjell mellom essensielle og toksiske mengder Se når det gjelder inntak i dyr. Selen er ikke vist å være essensielt for planter. Selen finnes på samme måte som As i flere oksidasjonstilstander i jord. pH og redox-forholdene er de viktigste faktorene som bestemmer sammensetningen av Se i jord.

Det finnes lite opplysninger om utslipp av Se til miljøet og innhold av Se i produkter i Norge. Selen spres via luft og det er funnet at Se spres via langtransporterte luftforurensninger og at det marine miljøet er en kilde til Se i jord.

Selen står ikke på myndighetenes OBS-liste.

Det finnes også andre metaller som det er fokusert noe på i forbindelse med bruk av avløpsslam i jord. Dette gjelder for eksempel sølv (Ag), som er et av de giftigste metallene for mikroorganismer. Lave konsentrasjoner i avløpsslam, sammen med lav tilgjengelighet i slamtilført jord gjør at Ag trolig ikke utgjør noen aktuell fare i forbindelse med bruk av organisk avfall.

6.10. Innhold av metaller i organisk avfall

6.10.1. Avløpsslam

Innholdet av tungmetallene Cd, Pb, Hg, Ni, Zn, Cu og Cr i norsk avløpsslam er godt kjent. Siden 1993 er alle større renseanlegg pålagt å rapportere analyser av månedsblandprøver til norske forurensningsmyndigheter.

Tungmetallinnholdet i norsk avløpsslam er redusert betydelig de siste 20 årene (tabell 18). Dette skyldes at det er gjort et betydelig arbeide for å få redusert utslippet av tungmetaller til avløpsvann. Dataene fra 1980 er fra ca. 35 norske renseanlegg med slamavvanning, og dataene fra de andre årene er fra ca. 200 anlegg. Verdiene er middelerverdiene fra samtlige renseanlegg, og dataene fra 1996 og 2000 er hentet fra SESAM (SFTs og Fylkesmennenes miljødatabase), og representerer alle månedsblandprøver som er tatt på norske renseanlegg med slamavvanning.

Tabell 18: Innhold av tungmetaller i avløpsslam i perioden 1980-2000 (data fra 1980 er hentet fra Hallberg og Vigerust, 1981, mens de øvrige dataene er hentet fra Statistisk Sentralbyrå: www.ssb.no).

	1980	1991	1996	2000	% reduksjon (1991-2000)	% reduksjon (1980-2000)
Kadmium	4	1.7	0.98	1	41	75
Bly	118	36	24	21	42	82
Kvikksølv	12	2.1	1.2	0.9	57	93
Nikkel	42	12	11	15	-25	64
Sink	687	376	352	317	16	54
Kobber	474	399	256	244	39	49
Krom	233	30	28	25	17	89
Arsen*			3.7			
Tinn*			6.7			

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

Av tabell 18 fremgår det at det har vært en markert nedgang i tungmetallinnholdet i løpet av 1980-årene, mens innholdet er i ferd med å stabilisere seg i siste halvdel av 1990-årene. Sees hele perioden under ett (1980-2000) ble innholdet av Hg, Cr, Pb og Cd redusert med 75-93 prosent, mens reduksjonene var mindre for Cu, Zn og Ni. I perioden 1991-2000 er det også tungmetallene Hg, Pb og Cd som er mest redusert (57-41%), mens innholdet av Zn og Cr bare er redusert med hhv. 16 og 17% i denne perioden. Innholdet av Ni i avløpsslam kan synes å ha økt i perioden.

Innholdet av tungmetaller i norsk avløpsslam er betydelig lavere enn i slam fra USA og Mellom-Europa. Mesteparten av norsk slam overholder kravene til bruk på jordbruksarealer i Slamforskriften, på tross av at disse kravene er blant de strengeste i verden i dag.

Et annet eksempel på at konsentrasjonene av tungmetaller i norsk avløpsslam er redusert betydelig de siste 20-25 årene er innholdet av tungmetaller i frysetørkede slamprøver fra

Bekkelaget renseanlegg (figur 3). Innholdet av Pb og spesielt Cd varierer mye på 1980-tallet i slamprøvene fra Bekkelaget, men er stabilt avtagende fra midten av 1980-tallet.



Figur 3: Innhold av Cd, Pb og Hg i frysetørkede slamprøver fra Bekkelaget renseanlegg tatt i perioden 1976-1991.

6.10.2. Metaller i kompostert husholdningsavfall

Det er først i de siste årene at man har kildesortert våtorganisk avfall i husholdninger i Norge, og brukt dette til å lage kompostprodukter. Det er derfor bare fra de siste årene at man har data for tungmetaller i kildesortert våtorganisk avfall. I 1996-97 finansierte Landbruksdepartementet og SFT en undersøkelse av miljøgifter i norsk kompost og husdyrgjødsel (Paulsrud et. al., 1997). Det ble tatt ut en blandprøve fra to reaktorkomposteringsanlegg og sju frilandskomposteringsanlegg for kildesortert våtorganisk avfall (tabell 19).

Tabell 19: Resultater for tungmetaller i våtorganisk avfall i 1996-97 (mg/kg TS) (Paulsrud et. al., 1997b).

Tungmetall	Minimum	Median	Middel	Maksimum
Kadmium	<0.30	0.32	0.36	0.59
Bly	<5	24	20	37
Kvikksølv	<0.05	0.07	0.11	0.38
Nikkel	<2	10	10	17
Sink	46	210	197	320
Kobber	24	53	52	78
Krom	<5	15	14	20
Tinn			0.9*	

* Innholdet i en prøve av kompostert kildesortert husholdningsavfall (upubl. data; Amundsen 2001, Jordforsk).

Forskjellene i innholdet av tungmetaller mellom avløpsslam (tabell 18) og kompostert husholdningsavfall (tabell 19) er spesielt store for Hg, Cd og Cu. Innholdet av Hg er ca. 10 ganger større i avløpsslam enn i kompostert kildesortert husholdningsavfall, mens innholdet av Cd og Cu er hhv. 3 og 5 ganger høyere i avløpsslam. Innholdet av Zn og Cr er om lag 2 ganger større i avløpsslam, mens innholdet av Pb og Ni er omtrent det samme i avløpsslam og kompostert husholdningsavfall.

6.10.3. Metaller i husdyrgjødsel

Innholdet av de fleste tungmetaller i husdyrgjødsel er lavt, men innholdet av Cu og spesielt Zn kan være like høyt som innholdet i avløpsslam (tabell 20). Svinegjødsel inneholder mest Zn som følge av tilsetninger i fôret.

Tabell 20: Innhold av metaller og halvmetaller i norsk husdyrgjødsel (mg/kg TS)

Tungmetall	Paulsrud et.al (1997) (n=4)	Amundsen og Grønlund (1997) (n=16)	(Amundsen 2001) (n=1)
Kadmium	<0.30	0.55	<0.30
Bly	<5.0	29	<4.3
Kvikksølv	<0.05	0.16	<0.23
Nikkel	3.0	14	12.7
Sink	206	237	298
Kobber	35	71	164
Krom	<5.0	17	1.5
Arsen			<8.0
Tinn			<2.9

6.10.4. Metaller i annet våtorganisk avfall

Innholdet av metaller i kjøttbeinmel og slakt er vist å være lavt (tabell 21). Det finnes få analyser av kjøttbeinmel hvor metaller er bestemt, men analysene som er vist i tabell 21 er antatt å være representative for norskprodusert kjøttbeinmel.

Tabell 21: Innhold av tungmetaller fra to produksjonsanlegg for kjøttbeinmel (Upubl.data: Lystad 2001, Jordforsk) og i storfekjøtt og storfelever (SNT, 1991)

Tungmetall	Beinmel A	Beinmel B	Storfekjøtt	Storfelever
Kadmium	<0.2	<0.2	<0.01	0.05
Bly	<15	<15	<0.01	<0.01
Kvikksølv	<0.02	<0.02	<0.01	<0.05
Nikkel	<4.0	<4.0		
Sink	83.2	75.4		
Kobber	8.8	7.2		
Krom	<2.0	<2.0		

Innholdet av tungmetaller i kjøttbeinmel er lavt og vil ikke redusere bruksmulighetene av kjøttbeinmel som gjødsel til jord.

Innholdet av metaller i slakt er langt bedre kjent gjennom analyser utført av Statens næringsmiddeltilsyn. Generelt er innholdet i innmat (lever og nyrer) høyere enn i kjøtt, hvor innholdet stort sett er under deteksjonsgrensen.

7. Næringsstoffer i organisk avfall

7.1. Avløpsslam

Innholdet av næringsstoffer i en del av det organiske avfallet som genereres er relativt godt kjent. Dette gjelder i første rekke for avløpsslam, hvor det gjennom en årrekke er rapportert data for næringsstoffinnhold til norske myndigheter (tabell 22).

Tabell 22: Innhold av næringsstoffer i norsk avløpsslam i 2000 (SSB, 2001). Enhet: % av TS

Parameter	Org. stoff	Tot N	NH ₄ -N	Tot P	Ca	K
	62.5	2.8	0.31	1.6	3.3	0.17

Undersøkelser av avløpsslam fra renseanlegg med forskjellige slambehandlingsmetoder viser at det er til dels store forskjeller i næringsstoffinnholdet i slamtypene.

Tabell 23: Middelerverdier av tørrstoffinnhold, pH og næringsstoffer i avløpsslam fra renseanlegg med ulike slambehandlingsmetoder.

Anlegg	Slambehandlingsmetode	Tørrstoffinnhold (%)	pH	% av tørrstoff					
				Org. stoff	Kjeldahl-N	NH ₄ -N	Tot P	Ca	K
TAU, Tønsberg	Kalkbehandling	38	12.4	34	1.7	0.07	0.84	15	0.11
Lindum fyllplass, Drammen	Rankekompostering av kalkfelt slam	45	-	38	0.5	0.04	0.4	19	0.08
Rokke fyllplass, Halden	Rankekompostering	40	-	30	1.1	0.34	0.5	0.5	0.24
Burud fyllplass, Øvre Eiker		40	-	74	0.3	0.09	1.3	1.4	0.12
Breimyr fyllplass, Vennesla		42	-	39	0.5	-	0.4	0.3	0.07
Vårnes, Stokke	Våtkompostering	23	-	57	2.9	0.19	2.2	1.3	0.18
Alvim, Sarpsborg	Aerob, termofil forbehandling og anaerob stabilisering	31	-	45	1.9	0.22	1.5	0.8	0.21
Bodal, Rakkestad		29	-	54	2.5	0.18	1.3	1.5	0.27
Fuglevik, Rygge		32	-	42	1.8	0.25	1.3	1.0	0.18
Sellikdalen, Kongsberg		35	-	52	2.3	-	1.8	1.1	0.08
Knarrdalstrand, Porsgrunn		40	-	43	1.9	0.30	1.5	1.4	0.09
Odderøya, Kristiansand		35	-	39	1.8	0.35	1.0	0.6	0.10
Øra, Fredrikstad	Pasteurisering og anaerob stabilisering	26	-	42	1.9	0.28	1.7	0.8	0.27
Sandefjord		25	-	50	2.7	0.34	1.9	1.1	0.16
Ladehammeren, Trondheim		30	-	41	1.6	-	1.0	1.5	0.23
SNJ, Stavanger	Anaerob stabilisering og termisk tørking	87	-	45	2.1	-	1.9	1.1	0.15
Bårlidalen, Eidsvoll	Langtidslagring	35	-	32	1.7	0.78	1.1	0.7	0.17
Skotsberg, Aremark		28	-	49	2.0	0.39	1.6	1.5	0.25

Innholdet av næringsstoffer er avhengig av det materialet som går inn i prosessen og av selve prosessen. Det kan for eksempel synes som om innholdet av nitrogen er lavere i kompostert materiale enn i materiale som er behandlet på annen måte (tabell 23).

7.1.1. Kompostert husholdningsavfall

Sammensetningen av det våtorganiske avfallet vil variere fra sted til sted noe som også reflekteres i næringsinnholdet i kompost fra forskjellige steder i Norge og utlandet (tabell 24). Normalt tørrstoffinnhold i ferdig kompost ligger mellom 40 og 60%. Innholdet av næringsstoffer varierer mye, avhengig av hva som inngår i det våtorganiske avfallet, hva man bruker som strukturmateriale og hvor langt prosessen har gått.

Tabell 24: Innhold av næringsstoffer i kompost av våtorganisk avfall (Lystad, 1998). Enhet: % av tørrstoff.

Kilde	pH	Org. stoff	Org. C	Total N	NH ₄ -N	NO _{2/3} -N	P	K	Ca	Mg
Norsk forsøkskompost fra våtorganisk husholdningsavfall	8.0	-	-	0.79	0.018	0.007	0.19	0.66	-	-
Norsk kompost fra våtorganisk husholdningsavfall		68	34	1.9	0.05	0.065	0.31	0.53	2.7	0.25
Svensk undersøkelse med 50/50 hage-/parkavfall og våtorganisk avfall	8.3	38.4	18.1	1.95	0.02	0.015	0.45	1.48	3.31	0.46
Østerriksk undersøkelse av 21 komposteringsanlegg for bioavfall (Gj.-snitt)	7.0	33.2	19.9	1.41	0.032	0.070	-	-	-	-
Dansk kompost fra våtorganisk husholdningsavfall	7.8	60.8	-	2.33	0.078*	0.047*	0.54	1.01	3.53	0.30
Dansk kompost fra hage- og parkavfall	7.58	19.0	-	0.61	0.017*	0.016*	0.15	0.37	1.98	0.17
Tysk bio- og hagekompost (n=200)	-	40	-	1.31	--	-	0.36	1.13	1.97	0.43

* median av datautvalget pga. stor variasjon

Innholdet av P er lavere i kompostert våtorganisk avfall (tabell 24) enn i avløpsslam (tabell 23).

7.1.2. Kjøttbeinmel

Kjøttbeinmel er ett av biproduktene fra næringsmiddelindustrien som det er relevant å bruke som P-gjødsel. Dagens produksjon av kjøttbeinmel er på ca. 40 000 tonn (etter at SRM er tatt bort) og inneholder 2800 tonn fosfor og 3000 tonn nitrogen. Ifølge Linjordet og Lystad (2000) kan dette dekke mer enn 40% av P-behovet og 20% av N-behovet på landsbasis. Innholdet av P og N (tabell 25) gjør kjøttbeinmel velegnet både som fôr og gjødsel.

Tabell 25: Næringsinnhold i kjøttbeinmel (Linjordet og Lystad, 2000). Enhet: % av TS

Parameter	Norsk kjøttbeinmel	Dansk kjøttmel (produktdatablad fra DAKA)
Tørrestoff	95	95-98
Protein	48-52	55-60
Fett	10-12	7-14
Aske	25	22-28
Fosfor		4.5
Kalsium		8.5
Nitrogen (omregnet fra protein)	7.5	

Det finnes omfattende dokumentasjon på næringsinnholdet i ulike fôrblandinger, også miljøfôr. Landbrukstilsynet offentliggjør slik statistikk hvert halvår.

8. Behandlingsmetoder for organisk avfall

8.1. Avløpsslam

8.1.1. Overføring av miljøgifter og smittestoff fra avløpsvann til slam

Metaller

Det meste av metallene i innløpsvannet er partikkelbundet og en god fjerning av partikler i renseanlegget medfører at mesteparten av metallene havner i avløpsslammet (Frederiksen *et al.* 1974).

Uttak av metaller via slamfasen foregår både i kjemiske og biologiske renseanlegg, og til dels også i mekaniske anlegg. Ved kjemisk felling av avløpsvann er utfelling med hydroksiddannelse, adsorpsjon av metall til partikler, medfelling til eksisterende fnokker, samt dannelse av komplekser med chelaterende stoffer de rådende mekanismer. Det er vist at ved kjemisk forfelling taes en meget betydelig andel av de fleste tungmetaller ut sammen med primærslammet.

I biologiske anlegg er det store mengder suspendert biologisk materiale tilstede som tungmetallene i stor grad bindes til. Metallene fjernes deretter sammen med overskuddsslammet. For både kjemiske og biologiske anlegg vil den etterfølgende partikkelseparasjonsprosessen avgjøre i hvilken grad metaller oppkonsentreres i slammet. I mekaniske renseprosesser vil det skje en bunnfelling av uløste metallsalter og metallioner adsorbent på sedimenterbart materiale (Frederiksen *et al.* 1974).

På grunn av de mange mekanismer som leder til overføring av tungmetaller fra innløpsvannet til slammet, utføres empiriske studier og målinger for å fastsette hvilken andel av hvert metall som overføres til slammet fremfor teoretiske beregninger.

For de fleste anleggene gjelder at største andel av Cu, Zn, Pb og Hg overføres fra avløpsvannet til slamfasen, mens en mindre andel Cd, Ni og Cr overføres til slammet (tabell 26). Forskjellene mellom de tre kjemisk-biologiske anleggene skyldes trolig ulik utforming og drift av renseanleggene.

Tabell 26: Eksempel på overføring av metaller og As fra avløpsvann til avløpsslam. Enhet: %

Element	Kjemisk-biologisk anlegg			Biologisk anlegg		Kjemisk anlegg
	Danmark *	Danmark#	VEAS, Norge**	Fjerning i forsedimentering§	Fjerning etter biotrinnet§	RA-2 (pers.medd.)
As	38	data mangler	data mangler	22	0	
Cd	49	data mangler	33	19	54	50
Cr	53	data mangler	34	19	33	50
Cu	90	meget høy	60	29	72	73
Ni	36	ubetydelig	23	40	33	40
Pb	91	> 90	data mangler	34	81	58
Zn	0	64	50			74
Hg	data mangler	data mangler	67			30

: Miljøprosj 325 (DK); # Århus amt (1998) (DK); ** Verdiene er basert på masse i innløpsvannet og masse i slammet (Årsmelding 2000); §: Bishop, 1982

Forsedimenteringen i biologiske anlegg har relativt stor betydning for overføring av partikkelbundet metall til slammet. Dette indikerer at også i mekaniske renseanlegg vil mye partikkelbundet metall i innløpsvannet kunne bli overført til slammet.

Organiske forurensninger

Det er sannsynlig at i kjemiske anlegg vil en stor del av de upolare (fettløselige) organiske miljøgiftene bli bundet til fnokkene ved adsorpsjon, og dermed ført ut av væskestrømmen i partikkelfjerningstrinnet. Mer vannløselige (polare) stoffer vil i stor grad følge vannstrømmen rett gjennom et kjemisk fellingsanlegg uten å bli påvirket av renseprosessene i særlig grad. Sammenliknet med biologiske renseanlegg er det derfor grunn til å anta at kjemiske renseanlegg har et høyere innhold av vannløselige organiske miljøgifter i den behandlede vannstrømmen enn biologiske anlegg, hvor disse stoffene vil kunne blitt brutt ned.

Når det gjelder overføring av organiske forurensninger fra avløpsvannet til slammet i kjemiske fellingsanlegg, finnes noe data fra RA-2 (tabell 27). Resultatene viser at hhv. 67% og 72% av PAH og nonylfenol som finnes i innløpsvannet overføres til slammet.

Tabell 27: Eksempel på fjerning av PAH og nonylfenol i RA-2 (kjemisk felling). Data fra 1999-2000.*

	Innløp RA-2, µg/l*	Innløp RA-2, kg/år*	Utløp RA-2, µg/l*	Utløp RA-2, kg/år*	Fjernings fra vannfase (%)
Sum 16 PAH	6.22	124	2.04	42	67
Nonylfenol	2.24		0.64		72

*: Kilde: RA-2, pers. medd. okt. 2001

Overføringen fra vannfasen til slam i biologiske anlegg kan synes å være noe større (tabell 28). Dataene som er hentet fra et biologisk renseanlegg i USA (Bishop 1982) viser at den totale fjerning (sum bionedbrytning, sorpsjon til partikler, fordampning) fra vannfasen av de organiske forbindelsene er relativt høy. De minst vannløselige forbindelsene (Arochlor 1254 og PAH-forbindelsene fenantren og benzo(a)antracen) overføres i størst grad til slammet.

Tabell 28: Eksempler på fjerning av organiske forurensninger i biologiske anlegg.*

Element	Andel i primærslam* (%)	Andel i bio-slammet* (%)	Total fjerning fra vannfasen (%)
Arochlor 1254 (PCB produkt)	51	60	98
DEHP	63	39	79
DBP	39	11	94
fenantren	59	1	97
benzo(a)antracen	67	18	98

* Bishop, 1982

Også i kjemisk-biologiske anlegg er det vist at organiske forbindelser i stor grad kan fjernes fra vannfasen ved bionedbrytning i anlegget (tabell 29). Også denne undersøkelsen viser at det er forskjeller på de organiske forbindelsene når det gjelder potensialet for biologisk nedbrytning. Nonylfenol, DEHP og benzo(a)pyren er blant de stoffene som brytes ned i minst grad, mens for eksempel nonylfenoletoksilater, LAS, fenol og benzen i større grad er tilgjengelige for biologisk nedbrytning.

Tabell 29: Eksempel på fjerning av organiske miljøgifter i kjemisk-biologiske anlegg (data fra dansk undersøkelse (Boutruo et al. 1998))

Stoff	Total fjerning (%)	Fjerning via slam (%)	Fjerning ved omsetning* (%)
Nonylfenol+etoksylater	92	7.2	84.6
Nonylfenol	82	13.2	68.3
Bisfenol-A	min 72	ca 0	min 72
LAS	min 97	ca 2	ca 95
DBP	85.5	7.6	78
BBP	63	5.3	58
DEHP	93	30	63
fenol	90	0.8	89
naftalen	98	3.5	94.5
Fenantren	96	11.6	84
benzo(a)pyren	85	61	21
Benzen	87	2.2	85

* fjerning av moderstoffet fra vannfasen vha bionedbrytning i vannbehandlingsanlegget.

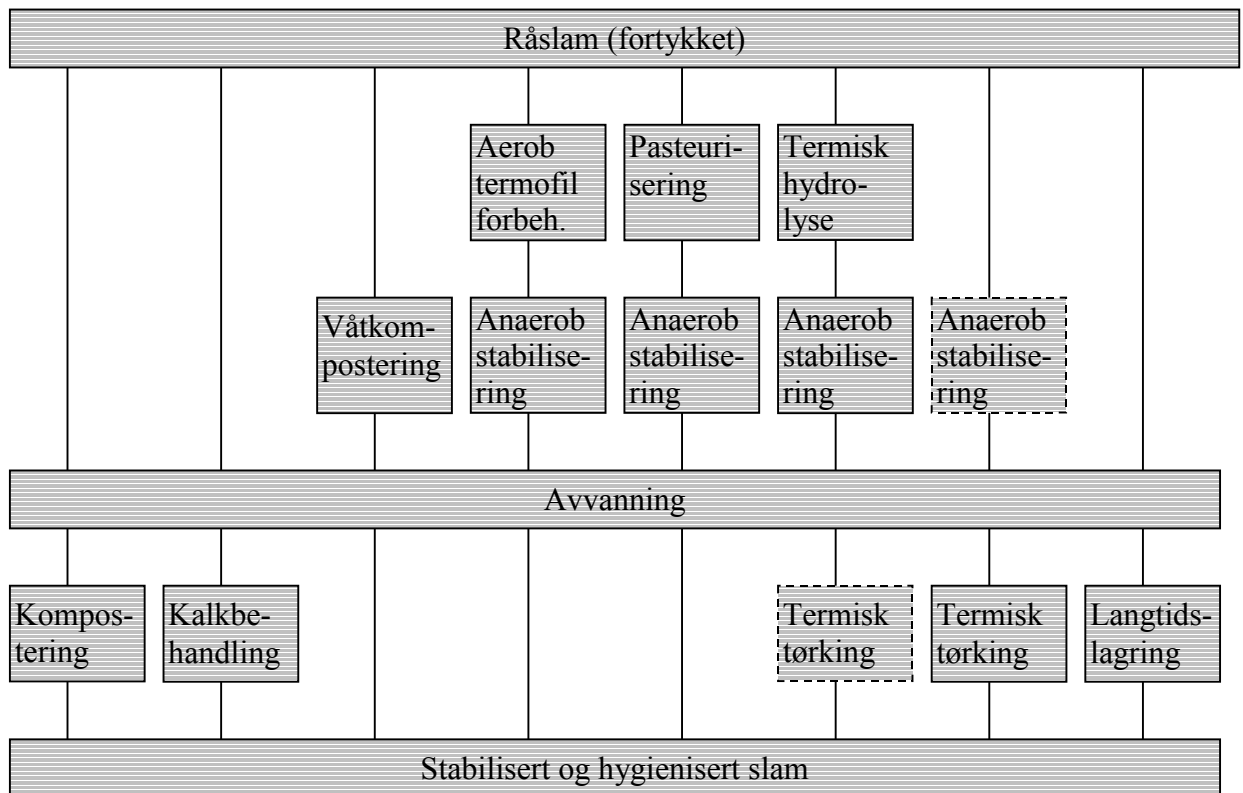
Smittestoff

Egg av noen helminter har så stor egenvekt at de sedimenterer raskt under behandlingen av avløpsvannet i renseanlegget. Andre helmintegg og protozo(oo)cyster sedimenterer derimot langsomt på egen hånd. Men disse parasittene og de andre smittestoffene er i stor grad adsorbent til andre partikler i avløpsvannet, slik at de likevel i stor grad fjernes fra avløpsvannet og finnes i råslammet. Behandlingen av avløpsvannet i renseanlegget fører således til en sterk oppkonsentrering av smittestoffer, med høye konsentrasjoner i slammet som resultat (se kap.4.2).

8.1.2. Behandlingsmetoder

Avløpsslam er organisk og uorganisk partikulært materiale som tas ut av avløpsvannet i mekaniske, kjemiske og biologiske rensetrinn. I utgangspunktet består avløpsslammet av 95 – 99% vann, men ved hjelp av fortykning og avvanning kommer tørrstoffinnholdet opp i 15 - 35%. Forskrift om avløpsslam (Slamforskriften) av 2.1.1995 med endringer av 27.9.1996 (se kapittel 3.1) stiller krav om at alt slam som skal brukes skal være hygienisert og stabilisert. Dette har ført til at man har tatt i bruk en rekke forskjellige slambehandlingsmetoder som gir forskjellige slamkvaliteter. De mest vanlige slambehandlingsmetodene i Norge er vist i figur 4.

Nedenfor er det gitt en kort beskrivelse av prinsippene for de slambehandlingsteknikker som brukes i Norge. En mer utfyllende beskrivelse er gitt i vedlegg 1.



Figur 4: Aktuelle prosesskombinasjoner for å få et stabilisert og hygienisert slam.

Kalkbehandling (Orsa-metoden)

Kalktilsetning til avløpsslam vil gi en pH-heving som inaktiverer mikroorganismene i slammet så lenge pH holdes over ca. 11. Patogene bakterier og virus vil også bli uskadeliggjort, og metoden innebærer en betydelig hygienisering av slammet, men parasittegg og bakteriesporer kan overleve. Det er bare dersom kalktilsetningen også fører til betydelig temperaturheving at man kan oppnå et slam som både er midlertidig stabilisert og fullstendig hygienisert. Dette kan oppnås ved å tilsette ulesket (brent) kalk til avvannet slam (Orsa-metoden).

For å oppnå en tilfredsstillende hygienisering bør temperaturen i det behandlede slammet være minst 55°C i 2 timer etter kalkbehandlingen.

I underkant av 10% av norsk avløpsslam behandles med denne metoden.

Kompostering

Kompostering er en prosess hvor organisk materiale i avvannet avløpsslam brytes ned av mikroorganismer som bakterier og sopp under tilgang på oksygen. Det nedbrytbare organiske materialet omvandles til et humuslignende sluttprodukt (stabilisering), og som "biprodukter" fås karbondioksid, vann og energi (varme). På grunn av varmeproduksjonen skjer det en temperaturheving i slammet, og nedbrytningen av organisk materiale foregår vanligvis i det termofile temperaturområdet (over ca. 45°C). Det er i først rekke den økte temperaturen som gir en hygienisering av avløpsslammet, selv om en toksisk virkning av stoffskifteprodukter fra komposteringsfloraen også kan ha betydning.

Komposteringen er avhengig av faktorer som pH og fuktighet i slammet, varmeisolering og ikke minst oksygentilførsel. I komposteringsprosessen er det vanligst å blande avløpsslam

med bark, sagflis, knust eller malt kvist, eller andre organiske avfallsprodukter. Dette gjøres for å oppnå en porøsitet som sikrer at oksygentilførselen blir god og slik at stoffskifteprodukter kan frigis, samtidig som C/N-forholdet i komposten blir optimalt for mikroorganismene.

Komposteringsanleggene deles vanligvis inn i tre typer:

- Rankekompostering
- Kompostering på luftet plate
- Reaktorkompostering

I størrelsesorden 10% av norsk avløpsslam behandles i rankekomposteringsanlegg, men ca. 5% avløpsslam behandles i reaktorkomposteringsanlegg.

Våtkompostering (aerob, termofil stabilisering)

Våtkompostering er basert på biologisk omsetning av organisk materiale i slammet under tilgang på oksygen. På samme måte som ved konvensjonell kompostering, utvikles det varme ved nedbrytning av organisk stoff, men siden slammet her behandles i væskeform (fortykket slam), kreves det spesiell utrustning for å opprettholde en høy temperatur i prosessen. Dette innebærer bl.a. bruk av lukkede, isolerte prosesstanker og spesielle luftesystemer som ikke gir for stor luftgjennomstrømning med tilhørende varmetap.

Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering

Aerob, termofil forbehandling

Aerob, termofil forbehandling er i prinsippet samme prosess som våtkompostering (aerob, termofil stabilisering). Oppholdstiden er imidlertid vesentlig kortere fordi hensikten bare er å få en hygienisering av slammet og ingen vesentlig nedbrytning av organisk stoff.

Anaerob stabilisering

Anaerob stabilisering innebærer en mikrobiell omsetning av organisk stoff i slammet uten tilgang på fritt oksygen. Prosessen skjer i en lukket tank hvor det organiske materialet først brytes ned til enklere organiske forbindelser som organiske syrer, alkoholer osv. Disse forbindelsene omvandles så videre til sluttproduktene metan, karbondioksid og vann. Nedbrytningen av organisk stoff fører til at mulighetene for mikrobiologisk aktivitet med luktutvikling reduseres betydelig i behandlet slam (stabilisering). Slammet er tilfredsstillende stabilisert når ca. 40% av organisk materiale er nedbrutt (U.S. EPA, 1979).

Nærmere 10% av norsk avløpsslam behandles med aerob termofil forbehandling med etterfølgende anaerob stabilisering.

Pasteurisering + anaerob stabilisering

Pasteurisering vil si å utsette slammet for en temperatur på min. 70°C i minst 30 minutter. Dette er også kravet til driftsbetingelser i USA, mens man i Tyskland (ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988) har krav om 65°C i 30 minutter, 70°C i 25 minutter, 75°C i 20 minutter, eller 80°C eller mer i 10 minutter. Ved pasteurisering etterfulgt av anaerob stabilisering oppnår man et slam som er både stabilisert og hygienisert.

I underkant av 10% av norsk avløpsslam behandles ved bruk av pasteurisering + anaerob stabilisering.

Termisk hydrolyse kombinert med anaerob stabilisering og tørking

Cambi-prosessen starter med at avvannet råslam gjøres pumpbart i en blandetank. Deretter ledes massen til en termisk reaktor hvor massen hydrolyseres og steriliseres ved høy temperatur (ca. 160°C) og høyt trykk. Deretter ledes væsken til anaerob stabilisering for produksjon av biogass. Nødvendig oppholdstid i råtnetankene blir redusert som følge av hydrolysen i forkant. Ved Hedmark Interkommunale Avløpsselskap (HIAS) tilsettes papirfibre etter utråtning, før slammet tørkes. Slammet fra dette anlegget er sterilisert.

Termisk tørking av slam

Ved kombinasjonen anaerob stabilisering og termisk tørking fås et slam som både er stabilisert, hygienisert, og med høyt tørrstoffinnhold (over 85%). Ved en anaerob stabilisering av slammet dannes også biogass som kan brukes som energikilde for tørkeprosessen. Termisk tørking uten anaerob stabilisering vil også gi et slam som er hygienisert og midlertidig stabilisert.

Anaerob stabilisering og tørking av avløpsslam brukes på nær halvparten av det norske avløpsslammet.

Langtidslagring av slam

Langtidslagring av avløpsslam vil si å legge slammet ut i ranker eller jevnt utover et område, og la det ligge der i flere år, til slammet blir stabilisert og hygienisert. Langtidslagring av slam er bare aktuelt for mindre slammengder, da det både er arealkrevende og innebærer betydelig risiko for luktsjenanse. Ved lagring av avvannet råslam i hauger utendørs vil det gradvis skje en omsetning av organisk materiale, og patogene organismer vil dø ut. Hvor lang tid det tar før slammet er stabilisert og hygienisert, avhenger bl.a. av slamtype og klima på stedet.

Det er lite avrenning fra slammet, men det bør likevel være tette masser under en slik lagringsplass. Slammet har en meget stor evne til å ta opp vann, men på steder med store nedbørsmengder kan det også være aktuelt å overdekke slamhaugene for å unngå utvasking av slammet.

I underkant av 10% av norsk avløpsslam behandles med langtidslagring.

I tabell 30 er vist en oversikt over hvilken temperatur og oppholds-/behandlingstid, pH og trykk avløpsslam utsettes for ved de forskjellige slambehandlingsmetodene. En vurdering av hvordan de ulike prosessene påvirker innholdet av smittestoffer og organiske forurensninger er gitt i kapittel 9.

Tabell 30: Normal temperatur, oppholdstid, pH og trykk i avløpsslammet under behandlingsprosessen ved ulike slambehandlingsmetoder.

Slambehandlingsmetode	Min. temperatur (°C)	Min. oppholdstid	pH	Trykk (bar)
Kalkbehandling	55	2 timer	12,5	1
Rankekompostering	55	3 uker	-	1
Reaktorkompostering	55 65	10 dager 48 timer	-	1
Våtkompostering	55	23 timer	-	1
Aerob, termofil forbehandling og anaerob stabilisering	60	4 timer	-	1
Pasteurisering og anaerob stabilisering	70	25 minutter	-	1
Termisk hydrolyse kombinert med anaerob stabilisering	130	15 minutter	-	3
Termisk tørking	100	30 minutter	-	1
Langtidslagring	-	2 år	-	1

8.2. Våtorganisk avfall

Våtorganisk avfall fra husholdninger har i Norge inntil 2001 blitt behandlet i komposteringsanlegg. Komposteringen skjer på samme måte som ved kompostering av avløpsslam (se kapittel 8.1). Det er i drift anlegg for rankekompostering, madrasskompostering med luftinnblåsing, og reaktorkompostering (bingekompostering). Anleggene er normalt store (fra ca. 20.000 pe til ca. 250.000 pe), da det gjerne er flere kommuner som har gått sammen om et felles anlegg. Prosessene er de samme som for kompostering av avløpsslam, men det kreves en forbehandling av våtorganisk avfall for å åpne poser, fjerne store gjenstander og blande materialet godt. Det har vært mer luktproblemer ved komposteringsanlegg for våtorganisk avfall fra husholdninger enn ved anlegg for avløpsslam.

På Kongsberg ble det i mars 2001 satt i gang et anlegg for anaerob termofil stabilisering av avløpsslam og våtorganisk avfall fra husholdningene. Matavfallet blir først kvernet og deretter blandet med fortykket avløpsslam. Prosessen skal drives ved 55°C og med 20 døgnsoppholdstid, slik at avløpsslam og våtorganisk avfall blir både stabilisert og hygienisert i samme prosess. Gassen brukes i et anlegg som kan levere både strøm og varme.

Det er også igangsatt et anlegg for anaerob stabilisering av våtorganisk avfall fra husholdningene på Lillehammer (Mjøsanlegget). Dette anlegget er et Cambianlegg (som slambehandlingsanlegget ved HIAS). Avfallet blir kvernet, termisk hydrolysert, avvannet, utrånnet, avvannet igjen og til slutt frilandskompostert. Rejektvannet fra første avvanning vurderes brukt som karbonkilde på Lillehammer avløpsrensseanlegg, og gass fra utrånningstrinnet og fra et avfallsdeponi på stedet blir brukt til produksjon av damp og elektrisitet.

På enkelte avfallsplasser har man også lagt våtorganisk avfall fra husholdningene i en tett del av fyllingen, og dekket over med tette masser. I slike bioceller skjer det en anaerob stabilisering av avfallet ved lav temperatur over lang tid, og det dannes metangass som kan samles og brukes til for eksempel elektrisitetsproduksjon. Det er foreløpig ikke tatt ut noe ferdig behandlet råtnerest fra slike bioceller, og det er ikke sikkert at dette vil bli gjort.

8.3. Organisk avfall fra landbruk og næringsmiddelindustri

Avfall fra slakterier og nedskjæringsbedrifter sendes som regel til steriliseringsanlegg, som også mottar dyrekadavre. Avfallet blir hakket opp og varmebehandlet ved 136°C i 20 minutter ved 3.2 bar, noe som effektivt inaktiverer alle kjente smitteagens. For prioner oppnår man en desimering på minst 3 log.

I enkelte tilfeller, spesielt i Nord-Norge, blir imidlertid kadavre og slakteavfall enten gravd ned eller kompostert.

For annet avfall angir forskrift om sterilisering av avfall til dyrefôr at avfall skal steriliseres ved minst 120°C ved 1 atmosfæres overtrykk i minst 20 minutter.

9. Betydning av behandlingsmetoder for miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall

9.1. Smittestoffer

Hygienisering av slam tar sikte på å redusere innholdet av smittestoffer til akseptable nivåer for videre disponering av slammet. Den dødelige effekten av ulike typer slambehandling skyldes temperatur/varme, uttørking eller høy pH, eller en kombinasjon av disse faktorene. I tillegg kan nedbrytningsprodukter fra stabiliseringen, spesielt fettsyrer, ha en dødelig effekt på smittestoffene.

Smittestoffer hos dyr og mennesker er tilpasset normale kroppstemperaturer hos varmblodige dyr, og ved høyere temperaturer enn dette vil de bli hemmet eller drept. Plantepatogener er tilpasset et liv ved lavere temperaturer, og de vil derfor vanligvis være enda mer følsomme for høye temperaturer enn patogener hos pattedyr og fugl. Inaktivering av patogener er en funksjon av temperaturen, desto høyere temperaturer desto raskere blir smittestoffene inaktivert. Effekten på en gitt populasjon av mikroorganismer skjer gradvis, dvs. alle dør ikke like raskt. På grunnlag av laboratorieforsøk med kulturer av ulike smittestoffer og studier av effekten ved ulike typer avfallsbehandling har man kommet fram til ulike kombinasjoner av temperatur og tid som skal kunne gi et tilnærmet patogenfritt avfall.

Kravene blir bestemt av de smittestoffene som har høyest resistens mot høye temperaturer. Dersom disse blir drept, vet man at andre, mer følsomme smittestoff, også er blitt drept. Carrington (2001) refererer ulike kombinasjoner som ulike grupper og myndigheter anser gir en nesten total patogendesimering (over 4 log₁₀ reduksjon for avløpsslam). Laboratorieforsøk viser at en eksponeringstid på minst 7 minutter ved 70°C, 30 minutter ved 65°C, 15 timer ved 55°C eller 3 døgn ved 50°C er tilstrekkelig under optimale forhold. Under praktiske forhold i anleggene anbefales gjerne en noe lengre eksponeringstid for å sikre at alle deler av massen blir eksponert for høye nok temperaturer over lang nok tid. Britiske myndigheter har konkludert med at eksponering i 30 minutter ved 70°C eller i 4 timer ved 55°C gir et avfallsslam som er tilnærmet fritt for patogener. US EPA anbefaler 30 minutter ved 67°C, 1 time ved 65°C, 4,8 timer ved 60°C, 1 døgn ved 55°C, og 5 døgn ved 50°C når tørrstoffinnholdet i slammet er mindre enn 7%. For slam med et høyt tørrstoffinnhold, varierer kravene fra 30 minutter ved 70°C til 13 døgn ved 50°C.

Ved stabilisering av slam i det mesofile området (33-37°C) oppnås også en viss reduksjon i innholdet av smittestoffer ved lang nok eksponeringstid. Slike anlegg har kontinuerlig drift med daglig tilførsel av nytt, ubehandlet slam (og uttak av ferdigbehandlet slam). Selv om den gjennomsnittlige oppholdstiden for slammet i slike anlegg gjerne er 12-15 døgn, vil en mindre del av slammet ha betydelig kortere oppholdstid, slik at det ferdige produktet kun har en reduksjon i innhold av patogener på 2-3 log₁₀. Slikt avløpsslam anses ikke å være tilstrekkelig hygienisert (Carrington, 2001).

De fleste mykotoksiner er svært stabile overfor varmebehandling i ren form. Over 90% av toksiner isolert fra muggsopp har smeltepunkter over 100°C, og 70% har smeltepunkter over 150°C (Skaar 1998).

I fuktig matriks kan imidlertid nedbrytningen skje lettere. Aflatoksin B₁ nedbrytes ved ca 270°C i ren form, mens koking ved 120°C i 30 minutter ga en 30-40% nedbrytning av aflatoksin B₁ i frukt og krydder. Steking ved 150-200°C i opptil 30 min ga en 40-80% nedbrytning av aflatoksin B₁ i nøtter og mais. For ochratoksin A i korn er koking ved 120°C i tre timer vist å bryte ned 70% av toksinet.

I fettfase kan temperaturresistensen øke. Aflatoksin B₁ i næringsmilder med høyt fettinnhold blir bare delvis nedbrutt ved temperatur nær smeltepunktet, ca 270°C.

Enkelte mykotoksiner kan danne toksiske nedbrytningsprodukter etter varmebehandling, for eksempel citrinin ved 100°C (Skaar 1998).

Ved termisk tørking av slam oppnås både høye temperaturer og en sterk reduksjon av vanninnholdet. Denne prosessen anses å drepe de fleste smittestoffer (Carrington, 2001). Tørking av slammet ved lave temperaturer anses ikke alene å gi noen særlig reduksjon av innholdet av smittestoffer, men et lavt vanninnhold kan forsterke effekten av annen behandling.

Heving av pH til over pH 11-12 ved tilsetning av lesket kalk til avløpsslam vil drepe virus og vegetative bakterier, men ikke parasittegg og bakteriesporer. Hygieniseringen blir dermed ikke tilfredsstillende ved en heving av pH alene. Tilsettes derimot ulesket kalk, får man i tillegg til en heving av pH til over 12 en stigning i temperaturen til over 55°C. Dersom temperaturen er over 55°C i minst 2 timer etter kalkbehandlingen vil dette gi en tilfredsstillende desimering av smittestoffer og hygienisering av slammet.

Mykotoksiner er mer eller mindre syrestabile. Selv ved nedbrytning er det fare for dannelse av nye toksiske forbindelser. Behandling med natriumhydroksid- og kalsiumhydroksid-løsninger har en effekt på aflatoksiner, spesielt i kombinasjon med varmebehandling (Skaar 1998).

Mykotoksiner er komplekse organiske forbindelser som er lite følsomme for stråling. I tillegg er det her igjen fare for dannelse av toksiske nedbrytningsprodukter.

Stråling med synlig lys har vist seg å kunne bryte ned aflatoksin B₁ i enkelte matrikser uten toksisk effekt. UV-stråling er også effektiv i øverste lag, men utgjør en større fare for dannelse av toksiske nedbrytningsprodukter.

Det er oppnådd gode resultater etter filtrering av eplejuice gjennom trekull for å fjerne patulin, tilsetning av trekull til grisefôr for å fange ochratoksin, og bruk av bentonitt-leire for å fjerne aflatoksin B₁.

Det kan derfor tenkes at ulike adsorpsjonsmetoder for behandling av organisk avfall, spesielt slam, kan ha en viktig effekt på mykotoksininnholdet.

Amoniakk, både i gassform og som ammoniumhydroksid-løsning, er brukt industrielt for å bryte ned aflatoksiner i flere land. Metoden er imidlertid ikke lenger godkjent i USA på grunn av faren for toksiske nedbrytningsprodukter.

Ozonbehandling har vist seg å kunne bryte ned en rekke mykotoksiner. Effektene på aflatoksiner øker i kombinasjon med varmebehandling.

Mange muggsopper bryter ned sine egne toksiner. Vekstbetingelser som gir størst toksinproduksjon kan også føre til størst nedbrytning. Man kan derfor ha en økende toksinkonsentrasjon i starten av soppvekst etterfulgt av en synkende toksinkonsentrasjon, ned mot null etter en periode.

Noen bakterier, gjærsopper og enzymer kan også effektivt bryte ned mykotoksiner (Skaar 1998).

Vurderes graden av hygienisering ved de slambehandlingsmetoder som benyttes i Norge (jfr. Tabell 30), gir alle disse metodene, med unntak av rankekompostering, en meget god og tilfredsstillende hygienisering, slik at det ikke er noen smittefare av betydning ved anvendelse av ferdigbehandlet avfall. Det er få publiserte data som dokumenterer dette, til tross for at et stort antall prøver er blitt tatt ut og undersøkt for bakterier og parasittegg gjennom de senere årene. De er derfor ønskelig at disse resultatene kunne bli innsamlet og sammenstilt. Når det gjelder rankekompostering, vil denne metoden gi en tilfredsstillende hygienisering dersom alt materiale blir eksponert for minimum 55°C i 4 timer mellom hver av tre vendinger (Carrington, 2001). Under praktiske forhold er det imidlertid ofte vanskelig å oppnå tilstrekkelig høye temperaturer over lang nok tid i hele massen. Ved høyt innhold av

smittestoffer i utgangsmaterialet, vil dermed ikke rankekompostering alltid gi en tilfredsstillende hygienisering.

Siden det foreligger omfattende data om effekten av temperatur og tid, eventuelt i kombinasjon med høy pH, anbefaler mange å bruke prosessovervåking heller enn rutinemessig mikrobiologisk kontroll av det ferdige produktet for å dokumentere tilfredsstillende hygienisering. Mikrobiologisk kontroll er relativt kostbar og tidkrevende, og gir begrenset informasjon om den hygieniske kvaliteten annet enn i det uttatte prøve-materialet. Prosessovervåking innebærer kontinuerlig registrering av temperatur, og eventuelt pH, på representative steder i massen, og registrering av tørrstoffinnhold og oppholdstid. I tillegg bør man ved visse mellomrom undersøke det ferdigbehandlede materialet for å få dokumentert om hygieniseringen er slik som antatt.

9.1.2. Erfaringer fra norske anlegg

På de største renseanleggene med kalkbehandling av avløpsslam i Norge er temperaturkontrollen og kontrollen med bakterieinnholdet god. På renseanlegget i Tønsberg (TAU, 82 500 pe) har det ikke vært mer enn 10 termofile koliforme bakterier per gram tørrstoff siden 1992, og ingen *Salmonella* er påvist i slammet. På en del mindre anlegg er temperaturkontrollen mindre god, fordi det er vanskelig å stille inn kalkmengden riktig i forhold til tørrstoffinnholdet i slammet. Det foretas få kontrollmålinger av temperatur etter kalktilsetning og bakterier i slammet på noen av anleggene, mens noen anlegg har bra med data for dette. Det er ikke undersøkt for parasittegg i slammet fra kalkstabiliserte anlegg i Norge.

Ved kompostering skal tørrstoffinnholdet før kompostering være 40 – 60% for å oppnå en tilfredsstillende hygienisering, og temperaturen i alt materialet i komposten skal være minimum 55°C i minst tre uker (tyske ATV-retningslinjer, 15 døgn med minimum 5 vendinger i USA, Paulsrud et. al., 2001). Dette forutsetter normalt at slamblandingen vendes minst én gang ved høy temperatur (>55°C). Rankekompostering av slam gir mindre sikkerhet for at alt slammet er hygienisert enn for eksempel reaktorkompostering. Dette gjelder spesielt for anlegg hvor komposten vendes relativt sjelden. Kvaliteten på ferdig kompost vil avhenge mye av hvordan komposteringen har foregått. Rankekompostering uten strukturmateriale og/eller med få vendinger vil som regel gi en dårlig stabilisert og hygienisert kompost. Ved bruk av strukturmateriale, kontrollert lufting og styring etter temperatur i komposten vil man ha mye større forutsetninger for å kunne få en godt stabilisert og hygienisert kompost. Reaktorkompostering gir derfor normalt en kompost som er hygienisert slik at kravene i Slamforskriften overholdes, mens det kan forekomme at deler av slammet ikke har fått høy nok temperatur ved rankekompostering, spesielt ved mye nedbør om vinteren.

Det blir tatt temperaturmålinger i komposthaugene, og det er relativt bra med data for bakterier i ferdig kompost. Det er lite data om parasittegg i ferdig kompost.

Temperaturen i våtkomposteringen på Vårnes renseanlegg er høyere enn 50°C i 23 timer. Prøver av slammet viser at kravene til bakterieinnhold i Slamforskriften blir overholdt. Det har imidlertid hendt at det på grunn av uheldige omstendigheter på ledningsnett og renseanlegg ikke har blitt høyt nok tørrstoffinnhold i fortykket slam til å gi tilstrekkelig oppvarming av slammet, slik at minimumstemperaturen har vært lavere enn 50°C i noen batcher. Det er mye data om reaktortemperaturer og bakterier i ferdig slam, men ingen undersøkelser for parasittegg.

Aerob, termofil forbehandling av slam på norske renseanlegg medfører temperatur over 60°C i minst 4 timer. Slamforskriftens krav til innhold av bakterier og parasittegg er dermed oppfylt. På disse anleggene vil temperaturkravet så godt som alltid bli overholdt, men på en del av anleggene er det lite dokumentasjon av temperatur i prosessen og bakterier i slammet. På noen anlegg er dette imidlertid godt dokumentert. Det er imidlertid lite data for parasittegg i slammet.

Pasteurisert avløpsslam har i Norge normalt vært utsatt for temperatur over 70°C i minst 30 minutter, men på Sandefjord renseanlegg har man redusert temperaturen ned mot 65°C i 30 minutter. Slamforskriftens krav til innhold av bakterier og parasittegg er stort sett oppfylt for norske renseanlegg med pasteurisering. Det blir tatt jevnlig prøver av bakterieinnhold i slammet på disse anleggene, og det blir registrert temperaturer i overvåkingssystemene på anleggene. Det er derfor et godt datagrunnlag for bakterier i slammet, men lite data for parasittegg.

Termisk tørket avløpsslam vil bli utsatt for temperaturer på fra ca. 100°C til mange hundre grader avhengig av tørkeprosess. På grunn av fordampningen av vann fra slammet vil temperaturen i slampartiklene normalt ligge på ca. 100°C mens tørkeprosessen pågår. Det er kun Sentralrenseanlegg Nord-Jæren (Stavangerområdet, 240 000 pe) som har lang erfaring med tørking av avløpsslam i Norge, og her tilfredsstilles kravene i Slamforskriften til bakterieinnhold i slammet. På disse anleggene har man stort sett gode data for bakterier i ferdig produkt, men lite data på parasittegg.

Det blir normalt ikke temperaturer over 25 - 30°C i langtidslagret avløpsslam. Termotolerante koliforme bakterier og *Salmonella* vil likevel normalt forsvinne fra slammet i løpet av en sommersesong, mens parasittegg kan overleve i slamhaugene i minst 6 år (Nedland & Paulsrud, 1999). Det foreligger få data fra slike langtidslagringsanlegg. Det er foreløpig ikke avklart hvordan man skal forholde seg til kravene om ingen parasittegg i Slamforskriften når det gjelder langtidslagret slam. Mest sannsynlig vil man kunne bruke slammet etter to år hvis det overholder Slamforskriftens krav til bakterieinnhold.

Prioner finnes først og fremst i bestemte organer/vev hos visse dyreslag, og i tilknytning til bestemte partikler, noe som gjør det mulig å fjerne det mest smittefarlige materialet.

Prioner kan i stor grad inaktiveres ved høye temperaturer og damptrykk, samt ekstreme pH-verdier. Tørking synes å delvis inaktivere prioner under visse betingelser, men også å øke motstandsdyktigheten deres for høye temperaturer. Problemer knyttet til påvisning og bestemmelse, samt forskjeller mellom ulike prionstammer, gjør en kvantifisering av effekten av ulike behandlinger vanskelig.

Oversikt over muligheter for fjerning og inaktivering er angitt i vedlegg 2.

9.2. Organiske forurensninger

Biologisk nedbrytning er en viktig nedbrytningsvei for organiske forurensninger. I disse biokjemiske prosessene blir forurensningene brutt ned til enklere organiske komponenter (metabolitter), eller de kan bli fullstendig nedbrutt (mineralisert) til f.eks. vann, karbondioksid og metan.

Det hersker en god del uvisshet rundt nedbrytningsforløpet til en lang rekke organiske forurensninger. Noen stoffer er lett nedbrytbare både ved aerobe og anaerobe betingelser, mens andre stoffer er tungt nedbrytbare og krever spesielle forhold for å bli mikrobiologisk omsatt. Noen stoffer blir brutt ned av en rekke mikroorganismer, mens andre stoffer bare blir brutt ned av spesielle arter. Under bio-nedbrytningen omdannes de fleste stoffer til mere polare (vannløselige) metabolitter, som er mere mobile enn utgangsstoffet. På denne måten kan et stoff som er lite vannløselig når det kommer inn på renseanlegget bli omdannet til stoffer som i hovedsak ikke vil havne i slammet, men i den utgående vannstrømmen.

Mikroorganismer har en stor evne til å tilpasse seg endrede forhold og vekstbetingelser. Pga. mikroorganismers korte delingstid og levetid, og deres enorme antall, kan organismene utvikle seg fra generasjon til generasjon og bryte ned stadig flere kjemikalier. I de tilfeller der organiske forurensninger ikke lar seg bryte ned mikrobielt, kan dette enten skyldes at forurensningen har så spesielle karakteristika at organismene ikke klarer å angripe det, at

forurensningen påvirker organismenes metabolisme negativt, eller at det er tilstrekkelig med annet og mer ønskelig substrat for mikroorganismene, som gir et høyere energiutbytte.

Generelt brytes de fleste organiske forurensningene raskere ned under aerobe enn under anaerobe forhold (tabell 31). Det er variasjoner innad i stoffgruppene, og fra anlegg til anlegg og tabellen gir derfor bare en indikasjon på nedbrytningshastighetene under ulike forhold. Det er heller ikke gitt at nedbrytningen er fullstendig; det kan dannes nedbrytningsprodukter som man også må ta hensyn til.

Tabell 31: Indikativ oversikt over relative nedbrytningshastigheter for ulike grupper organiske forurensninger.

Parameter	Aerob bio-nedbrytning	Anaerob bio-nedbrytning
Dioksiner/furaner	Meget langsom prosess	Meget langsom prosess
PCB	Langsom prosess	Meget langsom prosess
PAH	Middels rask til rask prosess	Langsom prosess
Nonylfenol	Rask til middels rask prosess	Langsom prosess
Kresoler	Meget rask prosess	Middels langsom prosess
Ftalater	Rask prosess	Langsom prosess
LAS	Meget rask prosess	Langsom prosess

9.2.1. Nedbrytning under anaerobe forhold

Under de anaerobe metanproduserende forhold i råtnetank på et renseanlegg eller i et anlegg for våtorganisk avfall kan organiske forurensninger brytes ned enten ved at det inngår i den metan-produserende næringskjeden eller vha reduktiv deklorering. For at et stoff skal kunne inngå i den metanproduserende næringskjeden må det ikke være giftig, det må la seg hydrolysere, for deretter å kunne bli omdannet til en organisk syre, og til slutt til metan og karbondioksid. Det er ikke uvanlig at de enklere organiske hydrokarbonene uten halogenerte substituenten kan brytes ned under metanproduserende forhold.

Prosessen som betegnes reduktiv deklorering kan foregå der tilpassede mikroorganismer finner det fordelaktig å ta bort en og en halogen-substituent (f.eks. klor) fra store organiske molekyler. På denne måten blir disse stoffene mindre giftige, og omsettes dermed enklere i påfølgende anaerobe prosesser. Det finnes flere typiske eksempler på reduktiv deklorering hvor ett og ett kloratom fjernes fra polyklorerte aromater, før selve aromatstrukturen blir brutt ned (se f.eks. Mohn *et al.* 1999).

Ved sammenlikning av anaerobe og aerobe nedbrytningsprosesser vil det fremgå at de aerobe prosessene nesten alltid er raskere og mere robuste mekanismer. De store klororganiske stoffene (f.eks. høytchlorert PCB og dioksiner) lar seg imidlertid ikke bryte direkte ned aerobt, men må først gjennom en avkloreringsprosess under anaerobe forhold.

Det er utført en fullskala undersøkelse i Danmark (Knudsen *et al.* 1999) der innholdet av PAH, nonylfenol, DEHP og LAS ble målt over tid i utrånnet slam etter anaerob behandling, og i et etter-luftingsbasseng etter aerob behandling (4,5- 7,5 døgn oppholdstid). Resultatene viser at de organiske forurensningene ble ytterligere omsatt i lufttrinnet (tabell 32).

Tabell 32: Fjerning av organiske forurensninger i lufteprosess (data fra Knudsen et al. 1999).

Komponent	Konsentrasjon i utråtnet slam (mg/kg TS)	Fjerning i etterfølgende lufteprosess (%)
PAH	3 - 5	30-50
Nonylfenoler	35-45	75-95
DEHP	20-100	30-40
LAS	1800-1900	95

Det er grunn til å anta at alle vanlige norske metoder for stabilisering og lagring av slam vil bidra til nedbrytning av organiske miljøgifter som har blitt ført inn i slamfasen. Det vil imidlertid være enkelte slambehandlingsprosesser som vil bryte ned stoffene på en mer effektiv måte enn andre. De fleste stoffer kan bli delvis brutt ned under aerobe forhold, mens enkelte stoffer lettest blir nedbrutt under anaerobe betingelser. Temperatur og fuktighet vil også spille inn på hvilke mikroorganismesamfunn som vil være aktive. I mange tilfeller er det spesielle bakterier som spesialiserer seg på å bryte ned enkelte stoffer, og ligger ikke vilkårene til rette for disse i prosessen, vil nedbrytning av disse stoffene ikke foregå. Kjemisk eller termisk slamstabilisering vil kunne bremse eller hindre biologisk nedbrytning, men sette i gang kjemisk oksidasjon av enkeltstoffer. Det vil også være stoffer tilstede som i svært liten grad lar seg bryte ned, som f.eks. dioksiner.

9.2.2. Nedbrytning under aerobe forhold

Generelt gjelder at svært mange ikke-halogenerte alkaner og ikke-halogenerte monoaromatiske hydrokarboner (f.eks. benzen, toluen, xylener) relativt lett lar seg bryte ned under aerobe forhold. Nedenfor er det gitt en kort vurdering av hvordan viktige organiske forurensninger i avløps slam og våtorganisk avfall brytes ned under aerobe forhold.

PAH

2 til 4-rings PAH-forbindelser er vist å kunne være eneste karbon- og energikilde for bakterier, mens 5-ring PAH-forbindelser som f.eks. benzo(a)pyren kun brytes ned via co-metabolisme. Flere forsøk viser at 2-, 3- og til dels 4 ring PAH-forbindelser brytes ned raskt i jord og kompost, mens 5- og 6-ring forbindelser brytes ned svært langsomt (Kastner og Mahro, 1996); (Martens, 1982)1982; (Joyce *et al.* 1998); (Goodin og Webber, 1995). (Weissenfels *et al.* 1992) For lavmolekylære PAH-forbindelser, f.eks. naftalen, er fordamping en viktig transportvei (Cardinal og Stenstrom, 1991).

I komposteringsforsøk (reaktorforsøk i laboratoriet) gjennomført i Danmark med ulike komposttyper, husholdningsavfall og avløps slam, resulterte kompostering av husholdningsavfall (35°C) til 31% og 50% reduksjon av sum PAH-forbindelser etter henholdsvis 34 og 90 dagers kompostering (Møller *et al.* 2000). Ved 70°C var PAH-nedbrytningen etter 34 dager 64%. For enkelte forbindelser ble det målt en økning i konsentrasjonen i løpet av de første 3-7 dagene. For avløps slam var nedbrytningsresultatene for PAH mer varierende, men ved 65°C ble det målt 70% reduksjon i løpet av 24-28 dagers kompostering. Benzo(a)pyren hadde en lav nedbrytningsgrad i det danske forsøket (Møller *et al.* 2000).

Ftalater

DEHP adsorberes sterkt til organisk materiale i jord, og har en langt lavere nedbrytningsrate enn for eksempel DBP. I nedbrytningsforsøk med husholdskompost viste Møller *et al.* (2000) en 96-99% reduksjon av DEHP ved 35°C i løpet av 34 dager. Også i avløpsslam ble det målt en betydelig nedbrytning, med maksimal effekt ved 65°C, hvor en 91% reduksjon ble målt.

Aktiv lufting og høye temperaturer har vist å stimulere nedbrytningshastigheten av ftalater ytterligere (Banat *et al.* 1999). Nedbrytningshastigheten i aktivt slam øker med økende startkonsentrasjon, i motsetning til for eksempel LAS og NEP. Årsaken er at tilpasningen til høyere konsentrasjoner tar kun få dager (Tokuz, 1991).

NPE

NPE-nedbrytningen under aerobe forhold består hovedsakelig av en avkorting av den hydrofile etoksylatkjeden med NPEO1 og NPEO2 som de viktigste nedbrytningsproduktene (DiCorcia *et al.* 2000). Denne prosessen skjer relativt raskt. Ettersom den videre nedbrytning av NPEO(1-2) og NP er en langsom prosess, skjer det ofte en akkumulering av disse forbindelsene i en periode (AHEL *et al.* 1994). NPEO(1-2) er nedbrytbar under aerobe forhold, mens 4-nonylphenol er tungt nedbrytbare under både aerobe og anaerobe forhold (nonyl-delen er hydrofob).

Møller *et al.* (2000) observerte en betydelig nedbrytning av NPE i avløpsslam ved 35°C (97%) og i husholdningsavfall ved 55°C (80%), men ingen nedbrytning ved 70°C i disse avfallstypene. I noen av forsøkene ble det målt en midlertidig økning i NPEO(1-2) nivåene som antageligvis skyldes nedbrytning av NPE-forbindelser med flere etoksylatgrupper og en langsommere videre nedbrytning av de kortkjedete NPE-forbindelsene.

For aerob nedbrytning kan det eksempelvis nevnes at LAS (lineære alkylbenzen sulfonater) og NPE (nonylfenoletoksylater) ble 100% nedbrutt under et 3-ukers komposeringsforsøk i Århus, mens ftalaten DEHP (di-etyl-heksyl ftalat) ble 82% nedbrutt under de samme betingelser.

LAS

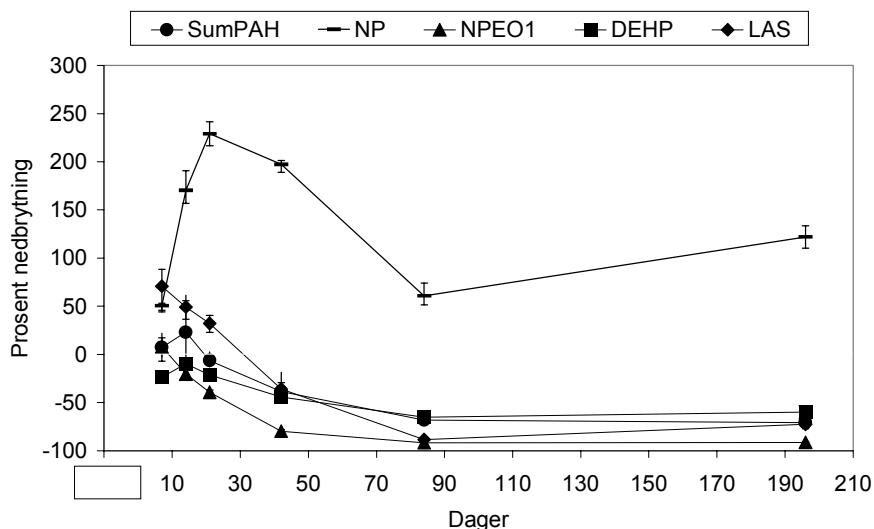
LAS er relativt lett nedbrytbare forbindelser under aerobe forhold. En undersøkelse av (Krueger *et al.* 1998) viste økende LAS nedbrytning med økende oksygenkonsentrasjon. Deres studie indikerte også at det var en preferanse for nedbrytning av langkjede alkylforbindelser (f.eks. C₁₂ og C₁₃).

I komposteringsforsøk i laboratoriet (reaktor) med kompost fra ulike behandlingsanlegg ble det i løpet av 29 dager målt 70-95% reduksjon av LAS i alle komposttypene ved startkonsentrasjon rundt 6-25 mg LAS/kg TS. I kompost med startkonsentrasjon rundt 515-900 mg LAS/kg TS var reduksjonen 65-98% i samme periode (Møller *et al.* 2000).

Utgangskonsentrasjonen er viktig for nedbrytningshastigheten av LAS, da flere studier viser at LAS har hemmende effekt på mikrobielle nedbrytningsreaksjoner ved konsentrasjoner rundt 20-30 mg/kg. I væskeforsøk ble LAS-nedbrytende mikroorganismer inhibert ved >150 µM LAS, og andre ikke-nedbrytende LAS mikroorganismer ved > 75µM LAS (Konopka *et al.* 1997).

Resultatene fra Møller *et al.* (2000) viste en rask reduksjon av LAS med nesten fullstendig nedbrytning både ved 35 og 55°C (39 dager) og i alle de tre kompostene som ble testet.

Ved kompostering av ubehandlet avløpsslam i store ranker er det vist en betydelig reduksjon av enkelte organiske miljøgifter (figur 5).



Figur 5: Prosent endring av ulike organiske forurensninger gjennom komposteringsprosessen (Amundsen et al. 2001).

Nedbrytningen av SumPAH (16EPA), di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP), NPEO og LAS i rankekomposteringen av avløpsslam var hhv. 73, 63, 92 og 75%. Innholdet av NP økte med 104% gjennom komposteringsprosessen. Dette skyldes av NP dannes som følge av nedbrytning av NPEO i avløpsslammet og at nedbrytningen av NP skjer relativt langsomt.

9.3. Metaller

Metaller som overføres til avløpsslammet vil i utgangspunktet holde seg i slammet, men kan innta nye bindingsformer og interaksjoner med organisk stoff, løste salter, polymerforbindelser, kompleksbindere, vann og luft. Gjennom behandlingsprosesser på slammet vil metallene kunne frigjøres og bli mer mobile, eller bli enda fastere bundet til slammet. Hva som egentlig vil skje med tungmetallene er i stor grad bestemt av slammets pH. Tilsettes kalk for å stabilisere det organiske materialet, vil de fleste metaller bli relativt lite mobile fordi de felles som metallhydroksider. Hvis slammet/avfallet derimot blir surt og har en høy biologisk aktivitet, vil metallene i større grad være i løsning og mobile.

Under avvanning og reduksjon av det organiske innholdet av slam eller organisk avfall oppkonsentreres metallkonsentrasjonene i slammet/avfallet. Ved sluttdisponering av slam/avfall vil metallene gradvis kunne frigis igjen, og i varierende grad kunne overføres til jord, sediment, vegetasjon og ulike organismer.

9.4. Anbefalt videre arbeide

Internasjonalt sett er kunnskapsnivået relativt høyt vedrørende tilstedeværelse, omsetting av og risiko knyttet til miljøgifter i avløpsslam og våtorganisk avfall, og kunnskapen er sterkt økende i Norge. Det som er avgjørende for fremtidig positiv utnyttelse av slam og våtorganisk avfall er at fagmiljøet og leverandører på en objektiv måte klarer å presentere både de positive sidene og de eventuelle trusler som produktene kan representere ved feilaktig bruk og disponering. Dette må grunne i nøyere undersøkelser av hvilke miljøfremmede stoffer som

disse produktene kan inneholde, hvor disse kommer fra, hvilken trussel stoffene evt representerer og hvordan de kan elimineres. Det er en stadig utvikling av nye kjemiske stoffer i industri og forbruksartikler som vil kunne havne i avløpsslam og det våtorganiske avfallet. Etterhvert vil det oppstå et behov for å identifisere, kvantifisere, toksisitetsvurdere disse stoffene og konsekvensene av deres tilstedeværelse i avløpsslam og våtorganisk avfall.

9.4.1. Behov for nye analyseteknikker

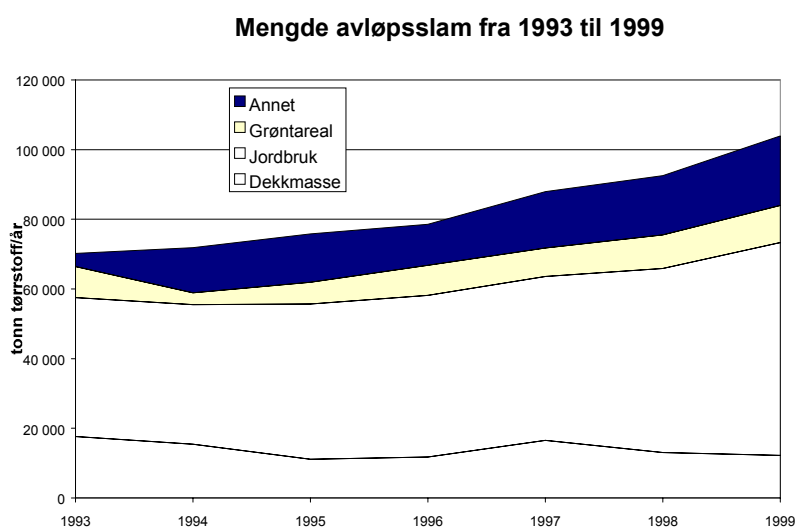
For fremtiden vil sertifisering av slam og våtorganisk avfall spille en stadig større rolle, og i den sammenheng vil det sannsynligvis bli behov for nye teknikker innen:

- Kjemisk analyse for spesielle organiske miljøgifter i slam og avfall
- Kjemisk analyse innen medisinrester i slam og avfall
- Risikovurdering for vurdering av gjenbruk av miljøgifter i slam og avfall
- Biologiske tester for å avdekke toksisitet av kjemikalieblandinger i slam og avfall
- Egnethetsanalyser og økonomiske analyser vedr. gjenbruk av slam og avfall
- Livsløpsanalyser knyttet til gjenbruk av slam og avfall

10. Mengder og disponering av organisk avfall i Norge

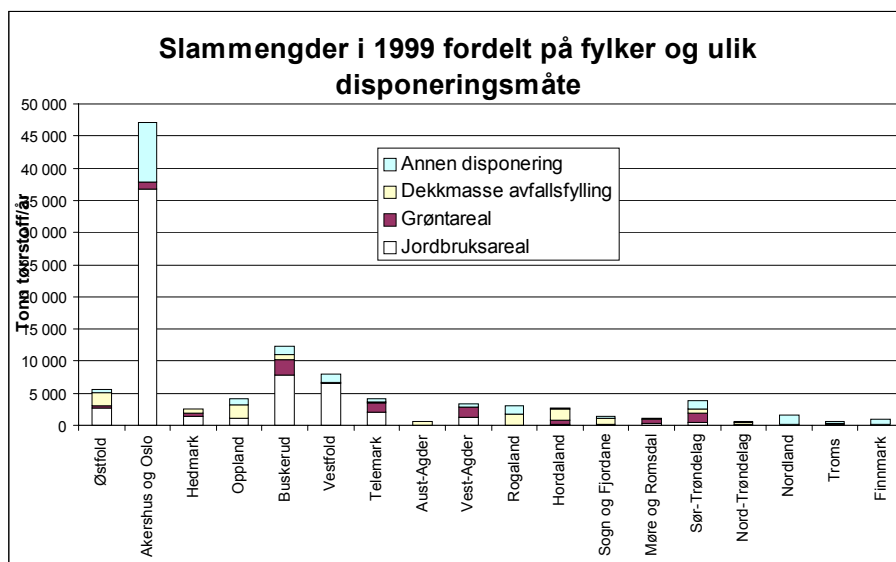
10.1. Avløpsslam

De fleste renseanlegg for kommunalt avløpsvann er bygget i perioden fra ca. 1975. Slammengdene har økt med nesten 50% fra 1993 til 1999 i offisiell statistikk (figur 6). Dette skyldes nok at dataene er blitt mer riktige de siste årene, da SFT anslo slammengdene til ca. 100.000 tonn tørrstoff (500.000 m³ slam) også i 1993 (SFT, 1993)



Figur 6: Mengdene avløpsslam har økt fra 70.000 til 104.000 tonn tørrstoff fra 1993 til 1999 (SSB, 2001). "Annet" er sannsynligvis mest deponering på fyllplass.

Det er normalt mellom 15% og 35% tørrstoff i slammet, slik at slammengdene i 1999 utgjør i størrelsesorden 400.000 tonn. Nesten 70% av slammet ble brukt i jordbruket og på grøntarealer i 1999, og dette er nær SFT's målsetting om at minimum 75% av slammet skal resirkuleres. Det ble i 1999 produsert mest slam i Oslo og Akershus, men Buskerud, Vestfold og Østfold produserer også betydelige mengder avløpsslam (figur 7). Mesteparten av slammet fra Østlandet går til jordbruksformål, mens det i andre deler av landet i større grad brukes som dekkmasse på fyllplasser og noe til diverse typer grøntareal. Dette skyldes stort sett at de største kornarealene er på Østlandet, og på grunn av begrensinger satt i Slamforskriften.



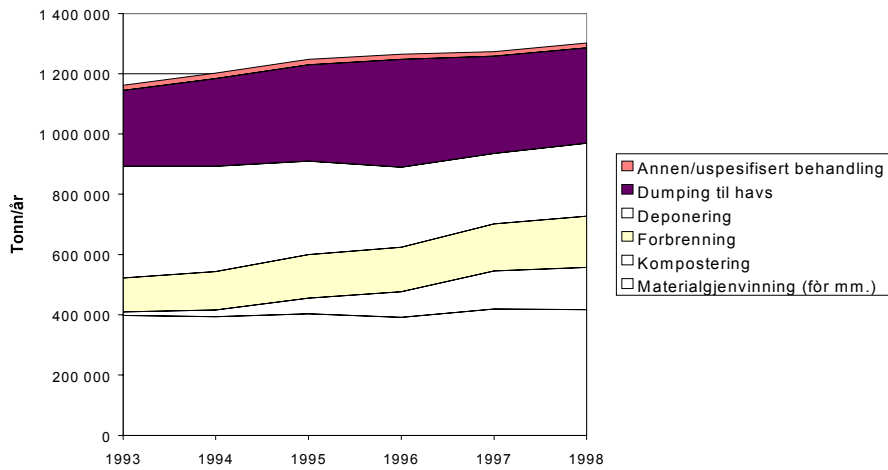
Figur 7: Produksjon og disponering av avløps slam i norske fylker (1999).

10.2. Våtorganisk avfall fra husholdninger og fiskerier

Mengdene våtorganisk avfall økte fra 1,16 millioner tonn i 1993 til 1,30 millioner tonn i 1998 (figur 8), en økning på 12% (SSB 2001). Økningen har for det meste kommet fra privathusholdninger og fra økte fiskefangster. Mengde våtorganisk avfall som ble gjenvunnet, økte fra 35% i 1993 til 43% i 1998. Dette skyldes først og fremst at en økt andel av husholdningenes våtorganiske avfall blir kompostert. Likevel ble nesten en kvart million tonn våtorganisk avfall deponert i 1998, og 75% av dette kom fra husholdningene. Store deler av avfallet fra fiskeriene blir dumpet på havet, men dette ses ikke på som et alvorlig miljøproblem ettersom fiskeavfallet går inn i det naturlige kretsløpet til havs.

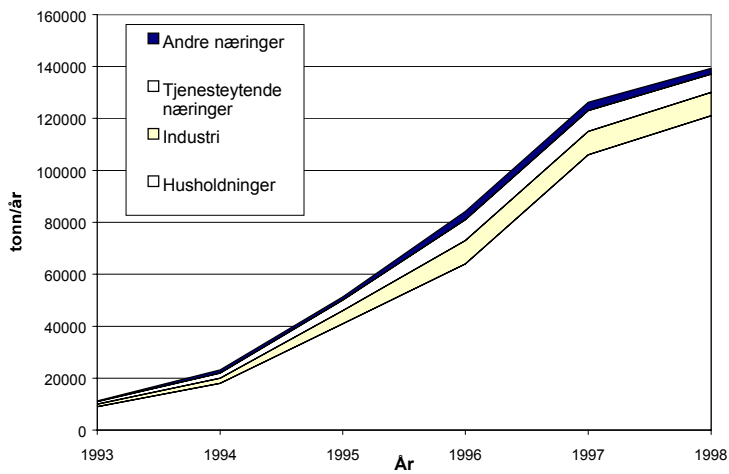
I figur 9 er vist utviklingen i mengder våtorganisk avfall som ble kompostert. I henhold til denne statistikken kom 121.000 tonn fra husholdningene i 1998. I en annen statistikk fra SSB (SSB 2001) er tallene nedjustert for å korrigere for innblanding av avfall fra næringene, og det komposteres da bare 70.500 tonn våtorganisk avfall fra husholdningene. I tillegg leveres det 51.000 tonn park- og hageavfall, som også i stor grad blir kompostert. Det finnes ikke noen fylkesvis statistikk som viser hvor mye våtorganisk avfall som genereres, men totalt for hele landet ble det generert ca. 420.000 tonn våtorganisk avfall i husholdningene i 1998. Av dette ble 29% kompostert, 42% deponert og 29% gikk til forbrenning. I figur 10 er vist hvordan kompostert våtorganisk avfall fra husholdningene fordeler seg fylkesvis i 1998.

Våtorganisk avfall etter behandling/disponering 1993-98



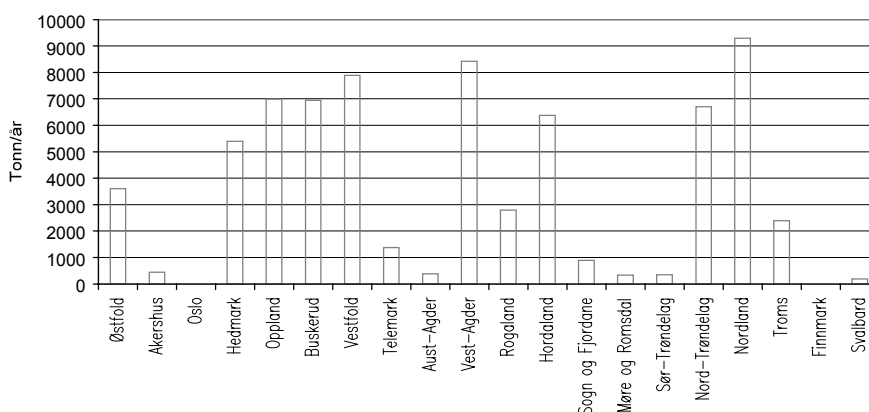
Figur 8: Fra 1993 til 1998 gikk andelen våtorganisk avfall som ble deponert ned, mens mengden som ble kompostert gikk opp.

Våtorganisk avfall som ble kompostert i 1993 til 1998



Figur 9: Mengder våtorganisk avfall til kompostering økte kraftig fra 1993 til 1998, spesielt fra husholdninger.

Våtorganisk avfall fra husholdningene til kompostering i 1998 fordelt på fylker



Figur 10: Fylkesvis oversikt over komposterte mengder husholdningsavfall.

Det ble kompostert mest våtorganisk avfall fra husholdningene i Nordland, Vest-Agder, Vestfold, Oppland og Buskerud i 1998.

10.3. Våtorganisk avfall fra næringsmiddelindustri

Avfall fra produksjon av kjøtt, melk og kornprodukter utgjør en vesentlig del av det våtorganiske avfallet i Norge. Det finnes imidlertid lite tilgjengelig offentlig statistikk på dette området. Basert på informasjon fra Norske Felleskjøp, Norsk Kjøtt, Prior og TINE Norske Meierier er det laget en sammenstilling av mengder, type, kvalitet og anvendelse for dette avfallet (Lystad og Iversen, 2000).

I Felleskjøpene genereres det årlig rundt 7500 tonn kornavrens i primæranleggene som brukes til fôr, varmegjenvinning eller deponeres lokalt. I tillegg oppstår det over 1000 tonn mel og vrakproduksjon som hovedsakelig brukes til fôrgjenvinning, kompostering og deponi (Lystad og Iversen 2000)

I Norsk Kjøtt er slakteavfallet fra slakteriene den klart største fraksjonen (120000 tonn årlig). Det aller meste av dette går til fôrgjenvinning i destruksjonsanlegg. Her steriliseres avfallet og det lages to produkter, kjøttbeinmel og destruksjonsfett (Lystad og Iversen 2000). Kugalskap og andre prionrelaterte sykdommer har medført at kjøttbeinmelet de senere årene ikke lenger brukes i fôr til drøvtyggere. Kadaver og kassater destrueres på egne linjer og kjøttbeinmelet brukes som pelsdyrfôr. Vom- og tarminnholdet, gjødsel, flis og strø (45000 tonn) brukes som jordforbedringsmiddel, enten behandlet eller ubehandlet. Fra anlegg med slamavskiller genereres årlig ca. 5000 tonn slam som går til jord eller på deponi. Det genereres overskuddssalt (<3000 tonn) som tippes i havet, på deponi eller anvendes som veisalt.

Slakteavfallet fra fjørfeslakteriene (Prior) utgjør om lag 23000 tonn årlig. Dette avfallet brukes til fôrgjenvinning i destruksjonsanlegg og direkte som pelsdyrfôr.

Situasjonen i Nord-Norge er problematisk, fordi det nordligste destruksjonsanlegget er i Mosvik i Trøndelag, og avfallet produsert i Troms og Finnmark må transporteres over betydelig avstander. Det gis derfor en rekke dispensasjoner, med lokal nedgraving av kadavre og kompostering av slakteavfall. Utrangerte verpehøns blir i stor grad avlivet og gravd ned. I følge Fylkesveterinæren i Troms og Finnmark ble ca 50% av avfallet fra husdyreiere gravd ned i 1997. Samme år ble det transportert 6000 tonn slakteavfall til Trøndelag, og ca 1000

tonn ble deponert på lokal avfallsmottak eller kompostert. Det planlegges å etablere et godkjent mottak i Finnsnes for å forbedre situasjonen.

Myse etter produksjon av brunost og andre næringsmidler utgjør ca. 40000 tonn tørrstoff og er den største avfallsfraksjonen i TINE Norske Meierier. Dette er nær halvparten av mengden avløpsslam som produseres årlig i Norge. Mysel brukes som dyrefôr, til produksjon av myseprotein, mens omtrent 22000 tonn myse gikk til deponi (1998).

Tallene som presenteres i rapporten er beheftet med noe usikkerhet, men det synes likevel opplagt at mengden våtorganisk avfall som produseres i næringsmiddel-bransjen i Norge er på samme nivå som mengde avløpsslam. Utfordringen framover blir å forvalte denne ressursen på en slik måte at faren for spredning av sykdommer minimeres, samtidig som ressursutnyttelsen gjøres så god som mulig.

11. Beskrivelse av norsk dyrket jord og norsk klima

11.1. Geologi

Prekambriske og kambriosilur bergarter utgjør til sammen 78% av berggrunnen i Norge. De prekambriske bergartene dominerer i sør- og sørøst-Norge og består i hovedsak av gneis, vulkanske- og sedimentære bergarter. Dette er bergarter som generelt er relativt fattige på næringsstoffer og har lav bufferkapasitet og finnes i stor grad i områder hvor det er påvist reduserte fiskebestander i Sør-Norge. Kambriosilur bergartene finnes i større grad i Midt- og Nord-Norge. I områdene på vestsiden av Oslofjorden finnes en del Permiske bergarter, mens det på østsiden av fjorden i hovedsak finnes prekambriske bergarter. Forekomster av alunskifer finnes i ytterkantene av Oslofeltet og de største forekomstene finnes i områdene sørøst for Mjøsa i kommunene Vang, Stange og Løten. Bergartene i resten av Hedmark består ellers av prekambriske bergarter i sør, sparagmitter i de midtre delene og Kambro-Silur bergarter i Nord.

11.2. Norsk dyrket jord

Det er ikke gjennomført noen systematisk undersøkelse på regionalt eller nasjonalt nivå av kjemiske og fysiske egenskaper i norsk dyrket jord. Gjennom systematisk registrering av prøver fra dyrket jord som er sendt Jordforsk Lab for analyse, finnes i dag likevel en del data for bl.a. pH, leirinnhold og organisk materiale i jord. Disse dataene ligger i dag lagret i en egen Jorddatabank, som årlig oppdateres med nye analyseresultater.

I denne Jorddatabanken finnes svært få data for innholdet av metaller i jord. Dette er analyser som ikke utføres i forbindelse med gjødslings- og kalkingsplanlegging som vanligvis er hensikten med de prøvene bøndene sender inn til analyse. Data for innholdet av metaller i norsk dyrket jord finnes det derfor mindre av. For de fleste tungmetaller finnes likevel en oversikt over regionale nivåer og variasjoner. Disse dataene er hentet fra ulike undersøkelser som er gjennomført de siste 20 årene i Norge.

Dataene for pH, leirinnhold og organisk materiale i jord er presentert på basis av fylker eller regioner. På denne måten forsvinner en del geografisk variasjon som for eksempel at organisk materiale i jord ofte er høyere i kystnære områder, noe som igjen fører til en noe lavere pH i disse områdene. Den regionale framstillingen som er vist gir imidlertid et godt bilde av variasjoner fra landsdel til landsdel.

11.2.1. pH

Det gjennomsnittlige pH-nivået i viktige jordbruksregioner i Norge viser at gjennomsnittsnivået varierer fra 4.9 i Aust-Agder og Rogaland til pH 5.4 i områdene rundt Oslofjorden (tabell 33). Gjennomsnittsnivået for de prøvene som er inkludert i disse beregningene er pH 5.3. pH-verdiene for dyrket jord er generelt ganske lave i Norge i forhold til en del andre land.

Tabell 33: Aritmetisk gjennomsnitt (Middel), median, minimum og maksimum for pH(CaCl₂) i jord i ulike regioner i Norge (data fra Amundsen m.fl. 2000).

Region	Ant. Prøver	Middel	Median	Minimum	Maksimum
Østfold, Akershus, Vestfold	102498	5.4	5.4	2.2	8.8
Hedmark	36208	5.3	5.2	2.4	8.1
Aust-Agder	6832	4.9	4.9	2.4	7.1
Rogaland	15722	4.9	4.9	3.4	7.3
Sør-Trøndelag	16896	5.2	5.2	3.4	7.4
Nord-Norge	8243	5.0	4.9	3.4	7.0
Hele landet	186399	5.3	5.3	2.2	8.8

pH bestemt ved ekstraksjoner i vann er ca. 0.7 pH-enheter høyere enn når pH er bestemt i 0.01M CaCl₂. Ved å legge til 0.7 pH-enheter til verdiene i tabell 33 fås ca. verdier for pH (H₂O) som er den mest vanlige måten å bestemme pH på.

11.2.2. Leirinnhold

Leirinnholdet er ikke bestemt i jordprøver fra dyrket jord på regional eller nasjonal basis. En lang rekke jordbruksprøver har imidlertid blitt klassifisert med en "finger-føle" metode, en metode som er vist å korrelere godt med tekstur-analyser. Resultater fra klassifisering av ca. 186000 prøver viser at leirinnholdet i prøver fra Østfold, Akershus og Vestfold er betydelig høyere enn i andre områder i Norge (tabell 34). I Sør- og Sørvest Norge og i Nord-Norge har jorda et høyere innhold av sand og organisk materiale enn i jordbruksområdene rundt Oslofjorden og i Hedmark.

Tabell 34: Prosentvis fordeling av jordprøver fra dyrket jord i ulike leir-klasser.

Region	Ant prøver	<5% leire	5-10 % leire	10-25 % leire	25-40 % leire	> 40 % leire	>20.5 % org. materiale
Østfold, Akershus, Vestfold	102503	1.4	23.1	26.3	46.8	1.6	0.9
Hedmark	36208	1.2	82.9	12.2	0.4	0.0	3.4
Aust-Agder	6832	25.4	56.0	0.7	0.1	0.0	17.7
Rogaland	15722	5.0	74.0	2.7	0.1	0.0	18.1
Sør-Trøndelag	16896	5.6	72.0	8.2	7.0	0.8	6.4
Nord-Norge	8243	18.3	71.2	3.4	0.5	0.1	6.6
Hele landet	186404	3.7	46.8	17.9	26.5	0.9	4.1

11.2.3. Organisk materiale

Klimaet i Norge er i mange områder kaldt og fuktig noe som har ført til at innholdet av organisk materiale i er relativt høyt (tabell 35). Som det allerede er påpekt, er innholdet av organisk materiale lavest i viktige jordbruksdistrikter i Sørøst-Norge dvs. i det området hvor det meste av avløpsslammet og det våtorganiske avfallet genereres.

Tabell35: Aritmetisk gjennomsnitt (Middel), median, minimum og maksimum for organisk materiale (%) i jord i ulike regioner i Norge (data fra Amundsen m.fl. 2000).

Region	Ant prøver	Middel	Median	Minimum	Maksimum
Østfold, Akershus, Vestfold	8589	4.7	4.0	0.1	20.3
Hedmark	2461	5.2	4.4	0.1	20.2
Aust-Agder	662	8.1	7.2	1.0	20.3
Rogaland	1362	10.1	9.5	0.5	20.3
Sør-Trøndelag	1572	7.5	7.0	0.3	20.4
Nord-Norge	1200	6.8	5.9	0.1	20.3
Hele landet	15870	5.8	4.8	0.1	20.4

11.3. Norsk klima

Det er store variasjoner i nedbør fra region til region i Norge (tabell 36). I de sørøstre delene av landet varierer nedbørmengden i området 300-800 mm per år. I deler av Gudbrandsdalen kan den årlige nedbøren være mindre enn 300 mm. De sørøstre delene av Norge har samtidig de høyeste gjennomsnittstemperaturene, minst vind og den laveste luftfuktigheten (tabell 36). I de vestlige landsdelene er nedbørmengdene større og varierer mellom 1500 og 3000 mm per år. Det finnes også områder hvor nedbøren er betydelig høyere enn 3000 mm, men dette er områder med liten landbruksaktivitet. I de viktigste jordbruksområdene på Vestlandet er årsnedbøren 1200-1500 mm. I disse områdene er det også mer vind og høyere luftfuktighet.

I Nord-Norge er det gjennomsnittlig fuktigere og kaldere enn i Sør-Norge (tabell 36).

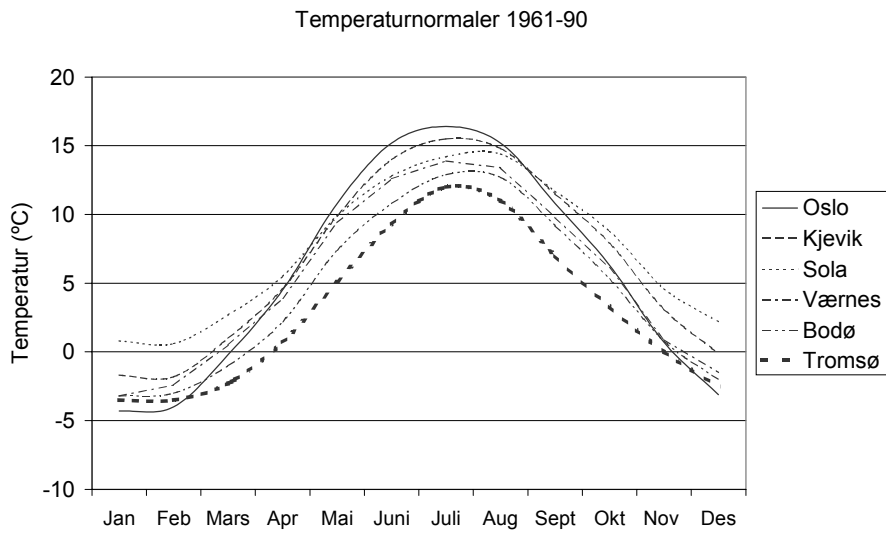
Tabell 36: Gjennomsnittlig vindhastighet, lufttemperatur, luftfuktighet, nedbør og avrenning for perioden 1994-98 for ulike regioner i Norge.

Stasjon	Vind hastighet m/sec	Luft temperatur °C	Relativ luftfuktighet %	Nedbør mm	Avrenning ml/cm ² /år
Oslo	2.8	6.2	75.2	680	30
Kjevik	3.6	7.2	77.5	1182	70
Sola	4.6	7.8	84.9	1225	90
Værnes	3.5	5.5	75.9	824	60
Bodø	6.7	5.1	76.6	1207	100
Tromsø	3.4	2.6	75.3	1092	90

Det kalde og fuktige klimaet som finnes i Norge gjør at avrenningen (drenering + overflateavrenning) oftest er større enn evapotranspirasjonen i alle viktige jordbruksområder i Norge. På Vestlandet og i Nord-Norge er avrenningen oftest 2-3 ganger større enn i Sørøst-Norge.

Ser vi på temperaturnormalene for ulike områder i Norge (figur 11), er det bare på Vestlandet (Sola) at den månedlige gjennomsnittlige temperaturen gjennom året ikke går under 0. I de andre områdene er den gjennomsnittlige lufttemperaturen <0 2-5 måneder i året. I disse periodene må det også antas at de øverste 10-30 cm av jorden er frosset og at det dermed ikke er mikrobiell aktivitet i jorda i denne perioden. Dette vil ha betydning for nedbrytning av organiske forurensninger i jord og for overlevelse av ulike smittestoffer.

Antall soldager vil også ha betydning for både for overlevelse av smittestoffer og for nedbrytning av enkelte organiske forurensninger i organisk avfall.



Figur 11: Temperaturnormaler (1961-1990) for 6 stasjoner i ulike deler av Norge (Aune, 1993).

Forholdene for nedbrytning av organiske forurensninger i jord er bedre i Sør-Norge enn i Nord-Norge på grunn av høyere gjennomsnittstemperaturer vår, sommer og høst.

12. Spredning og effekter av smittestoffer i organisk avfall

12.1. Innledning

Betydningen av smittestoffer i organisk avfall er et faktum som mange er blitt minnet på eller har oppdaget i lys av kugalskapsepidemien i Storbritannia. Resirkulering av utilstrekkelig varmebehandlet slakteavfall har ført til at om lag 180 000 storfe er død av kugalskap, flere millioner storfe er blitt destruert for å bekjempe sykdommen, tilliten til storfekjøtt og husdyrproduksjon har falt dramatisk i mange land, og storfeproduksjon, slakterivirksomhet og fôrproduksjon er blitt reorganisert. Det er nå nesten totalforbud mot å bruke proteiner av animalsk opprinnelse i husdyrfôr i EØS-land, og slakteavfall har på kort tid endret status fra næringsrik ressurs til problemavfall. I dag er man fremdeles usikker på hvor store konsekvenser kugalskapsepidemien vil ha for småfeproduksjon og human helse.

12.2. Infektiv dose

Den infektive dosen, dvs. antall molekyler/organismer som må til for å starte en infeksjon varierer mellom ulike smittestoff. For prioner er den infektive dosen ukjent. For virus og parasitter er den infektive dosen lav (<100 partikler/oocyster/cyster/egg), mens den for de fleste bakterier er relativt høy (flere tusen bakterier).

I det følgende vil ulike sider ved ulike smittestoff knyttet til bruk av våtorganisk avfall bli nærmere omtalt. Det er lagt særlig vekt på prionsykdommer på grunn av deres sentrale plass i dagens beslutninger om håndtering av våtorganisk avfall. Smittestoff som kan framkalle sykdom hos planter, er bare summarisk omtalt.

12.3. Parasitter

Det er først og fremst de parasittene som normalt overføres fra vert til vert med miljøresistente overføringsstadier (egg, cyster, oocyster) som kan smitte via utilstrekkelig hygienisert organisk avfall, og da først og fremst avløpsslam. Dette gjelder flere viktige tarmparasitter hos mennesker og/eller husdyr. Følgende arter kan være aktuelle i Norge:

Giardia intestinalis er en flagellat (protozo) som lever og formerer seg i tynntarmen hos mennesker og mange pattedyr. Den kan forårsake langvarige infeksjoner som fører til unormal fordøyelse og diaré. Parasitten danner infektive cyster, som skilles ut med avføringen i store mengder. Disse kan overleve i flere måneder i et fuktig miljø. Den infektive dosen er på under 100 cyster. Dette er en av de vanligste tarmparasitter hos mennesker i andre land, men forekomsten i Norge er lite undersøkt. I utlandet har *Giardia intestinalis* forårsaket en rekke større sykdomsutbrudd etter smitte via drikkevannet.

Cryptosporidium parvum er en sporozo (protozo) som formerer seg i tynntarmen og stortarmen hos mennesker og mange arter av pattedyr. Parasitten danner små, infektive oocyster, som skilles ut med avføringen. Disse kan overleve i flere måneder i et fuktig miljø. Infeksjon kan føre til kraftig diaré, som hos immunsvekkede personer kan bli langvarig og livstruende.

Isospora belli og *Cyclospora cayetanensis* er to humanspesifikke sporozoer som også overføres via resistente oocyster. Disse protozoene kan gi langvarige diareer. Forekomsten av disse parasittene hos mennesker i Norge er ikke kjent.

Toxoplasma gondii er en sporozo som formerer seg i tarmen hos katt, hvor den danner oocyster som skiller ut med katteavføringen. Hver katt skiller gjerne ut oocyster bare en kort periode i sitt liv i forbindelse med at de blir smittet av parasitten for første gang. Slike oocyster kan smitte mennesker og mange dyreslag. Dette kan føre til en generalisert infeksjon med oppformering av parasitten i mange vev og organ og til slutt dannelse av såkalte vevscyster i muskulaturen og sentralnervesystemet. I vevscystene formerer parasitten seg videre. Slike vevscyster i kjøttet til ulike husdyr, spesielt sau og gris, kan også overføre smitten til mennesker og andre dyr. Hos mennesker er infeksjoner med *Toxoplasma gondii* ofte symptomfrie, men hos ikke-immune kvinner, som smittes under graviditeten kan parasitten gå over på fosteret og forårsake alvorlig skade. Dette kan føre til abort, eller at barnet blir født med ulike skader, spesielt synsskader. Selv om en del katteavføring tømmes i vannklosett, er trolig forekomsten av *Toxoplasma*-oocyster liten i avløpsvann og avløpsslam.

Entamoeba histolytica er en amøbe som kan forårsake blodig diaré (amøbedysenteri). Den formerer seg i stortarmen og danner cyster. Disse er imidlertid ikke særlig resistente i miljøet, og mulighetene for smitteoverføring er trolig små under norske forhold. Dette er imidlertid en viktig human tarmparasitt i varmere land.

Taenia saginata er en bendelorm som finnes i tynntarmen hos mennesker, men har liten patogen betydning. Smittede personer skiller ut bendelormledd, som inneholder store mengder infektive og resistente egg. Disse er infektive for mellomverten storfe. Hos storfe dannes et larvestadium av bendelormen (cysticerker/tinter) i tverrstripet muskulatur. Forekomst av slike cysticerker i storfekjøtt kan føre til kassasjon av hele slaktet og betydelige økonomiske tap for produsenten. Det er derfor viktig at slam med infektive bendelormegg spres på beiteareal for storfe.

Ascaris lumbricoides er menneskets spolorm. Det er en stor nematode som lever i tynntarmen, hvor hunnormene produserer store mengder svært miljøresistente egg. Disse eggene blir infektive først flere uker etter utskillelse, men kan overleve mange år i jord. De voksne ormene lever av tynntarmsinnholdet og har moderat skadelig effekt, men av og til kan de vandre opp i gallegangen og tette til denne, slik at gulsott oppstår. Smitte skjer med egg som inneholder en larve. Etter infeksjon vandrer larvene med blodet til leveren og videre til lungene, hvor de går over i luftveiene, og kommer via svelget tilbake til tarmen. Utvandringen av larvene i luftveiene kan føre til lungebetennelse og astmaliknende symptomer.

Hos gris finner vi den nært beslektede spolormen *Ascaris suum*. Egg av denne kan også smitte mennesker, hvor larvene kan foreta en vandring over lever og lunger til tarmen før de blir utstøtt. Egga til de to artene er helt like. På grunn av at de er blant de mest miljøresistente parasittegga som finnes, brukes de ofte som indikatororganismer for å studere effekten av ulike typer slambehandling på parasitter generelt.

Globalt er *Ascaris lumbricoides* en av de vanligste parasittene hos mennesker, men forekomsten i den norske befolkningen er trolig liten pga. gode sanitære forhold med liten kontakt med human avføring hos oss. *Ascaris suum* er derimot vanlig hos gris, og egg av denne vil kunne finnes i avløpsvann fra slakteri. Uheldig bruk av utilstrekkelig hygienisert avløpsslam, vil kunne føre til øket forekomst av spolorm hos mennesker.

Piskeormen ***Trichuris trichiura*** lever i caecum hos mennesker. Den overføres via egg, som er svært resistente og kan overleve i mange år i jord. Ormene borrar fremre del ned i slimhinnen og skader denne. Kraftige infeksjoner kan gi blodig diaré, mens lette infeksjoner ofte er symptomfrie.

Toxocara canis og ***Toxocara cati*** er spolorm hos henholdsvis hund og katt, mens spolormen ***Toxascaris leonina*** forekommer hos både hund og katt. Moderate mengder med egg av disse spolormene finnes ofte i avløpsvann og slam. Disse spolormene er vanlige hos hund og katt, og avføring fra disse dyrene kan tilføres kloakksystemet via klosett eller ved nedvasking fra gater. Dersom mennesker får i seg infektive egg av de to *Toxocara*-artene, vil eggene klekke

og sette fri larver, som deretter kan foreta vandringer i indre organer. Dette kan medføre skade og sykdom.

Alle de nevnte parasittene smitter via munnen. Den infektive dosen er lav. De fem nevnte tarmprotozoene kan føre til kraftig og av og til livstruende diareer hos mennesker, mens *Toxoplasma gondii* kan føre til abort. De øvrige parasittene gir derimot normalt milde infeksjoner.

12.4. Sopper og mykotoksiner

Innholdet i dette avsnittet er vesentlig basert på arbeidet til Carrington (2001) og Skaar *et al.* (1998).

Organisk avfall synes å ha liten betydning som medium for overføring av sopp sykdommer til mennesker og dyr. De fleste soppartene som kan infisere mennesker, er frittlevende (saprofytter) i miljøet, og mennesker blir stadig utsatt for smitte. Hos personer med et normalt infeksjonsforsvar vil skadelige soppinfeksjoner sjelden etablere seg, dels pga. at de blir motvirket av den normale bakteriefloraen. Hos svekkede individer kan derimot enkelte sopper gi alvorlige infeksjoner.

En rekke sopparter er derimot årsak til sykdom hos planter, for eksempel klumprot og ulike typer skurv. Resirkulering av infisert plantemateriale kan således bidra til å spre disse plantesykdommene.

Ved kompostering av organisk avfall kan en del sopptyper, spesielt *Aspergillus fumigatus*, få gode vekstforhold, og skape arbeidsmiljømessige problemer i komposteringsanlegget pga. høyt innhold av sopp sporer og andre soppkomponenter i luften. Når slike sporer inhaleres kan de framkalle allergiske reaksjoner, med alvorlige luftveissymptomer.

Flere sopparter produserer toksiner som kan være skadelige for mennesker og dyr. Sterk soppvekst og produksjon av mykotoksiner kan skje i organisk avfall, som håndteres/lagres på en uheldig måte før det steriliseres og inngår i fôrproduksjon. Mykotoksiner kan da finnes i det ferdige fôret og forårsake sykdom.

I Norge er problemet vurdert i forbindelse med økt bruk av matavfall til miljøfôr beregnet på gris. Her gjengis enkelte punkter fra et litteraturstudium gjennomført av Veterinærinstituttet v/ Ida Skaar, Mona Torp og Aksel Bernhoft (Skaar *et al.* 1998).. I ettertid har Veterinærinstituttet videreført arbeidet med å karakterisere mykotoksiner i norsk matavfall, deres produksjon og deres effekter, bl.a. på immunsystemet.

Aflatoksiner er en familie substanser som er kreftfremkallende og levertoksiske. I tillegg kan de gi fosterskade og svekke immunsystemet. De produseres av enkelte *Aspergillus*-arter særlig i tropisk klima, men de kan også produseres andre steder ved varm og fuktig lagring. Aflatoksinprodusenten *Aspergillus flavus* er isolert flere ganger fra prøver av matrester ved Veterinærinstituttet i Oslo. Gris er spesielt følsom for aflatoksiner, og utbrudd av aflatoksikose hos gris er rapportert flere steder. Aflatoksiner er regnet for å være en viktig årsak til den store utbredelsen av leverkreft hos mennesker i en del tropiske land. I Norge er det satt grenseverdier for innhold av Aflatoksin B₁ (den mest toksiske) i en rekke mat- og fôrvarer (cf. Forskrift om fôrvarer).

Penicillinsyre er også kreftfremkallende og levertoksiske. Det produseres av en lang rekke *Penicillium*-arter og noen *Aspergillus*-arter.

Ochratoksiner er en rekke toksiner som produseres av *Penicillium* og *Aspergillus*-arter. De er toksiske for nyrene, og ochratoksin-nefropati er et kjent fenomen hos gris. I tillegg kan de svekke immunsystemet. Det er mistanke om at ochratoksin A er årsak til endemisk nefropati hos mennesker på Balkan. Danmark har hatt store problemer med ochratoksin A-nefrose hos

gris på grunn av dårlig lagret korn, og har hatt en grense for ochratoksin A i svinekjøtt for å hindre toksiske effekter hos mennesket.

Citrinin er toksisk for nyrene hos mange arter, og er satt i forbindelse med nefropati hos gris. Det produseres av flere *Penicillium*-arter, og finnes ofte i næringsmidler sammen med ochratoksin A.

Xanthomegnin, viomellein og vioxanthin er beslektede substanser som er toksiske for nyrer og lever, men den toksiske effekten er bare påvist ved høyere konsentrasjoner enn de som er blitt funnet naturlig. Deres betydning er derfor uklar.

Nefrotoksiske glykopeptider produseres av penicillium-arter. Deres betydning for nefrose hos dyr og mennesker er uklar, og ingen kjemisk analysemetode er utviklet.

Penitremer er neurotoksiner som produseres av enkelte *Penicillium*-arter, og kan fremkalle skjelvinger, eventuelt død. Penitrem A er det mest potente og produseres bl.a. av *Penicillium crustosum*, som er blant soppartene som oftest ble isolert fra prøver av matrester ved Veterinærinstituttet. Flere bekreftede tilfeller av penitrem A-forgiftning er rapportert hos hund internasjonalt. Mugne fløteoster eller hamburgere kan ha vært kilden.

Verruculogen produseres av enkelte *Penicillium* og *Aspergillus*-arter, og har lignende effekt og er minst like potent som penitrem A.

Fumitremorginer produseres også av enkelte *Penicillium* og *Aspergillus*-arter, og kan fremkalle skjelving og kramper.

Territremer fremkaller skjelvinger hos rotter og mus, og produseres bl.a. av *Penicillium echinulatum* som er funnet i matrester beregnet til dyrefôr.

Roquefortin C produseres av en rekke *Penicillium*-arter som finnes i matrester. Det regnes for å ha svake neurotoksiske egenskaper, men kan ha forårsaket dødsfall hos hund etter konsum av blåmuggost. I Sverige har muggen bygg med høy konsentrasjon av roquefortin C vært årsak til forgiftning hos storfe.

Patulin produseres av ulike muggsopper, og finnes spesielt i råttne frukt, spesielt epler, og juice fra slik frukt. Patulin er toksisk for mage-tarm traktus, og har angivelig forårsaket sykdom hos grisunger og storfe.

Konklusjon: fare for planter, dyr eller mennesker

Det foreligger for lite kunnskap til å vurdere hvor stor risiko som er forbundet med forekomst av sopp og mykotoksiner i norsk organisk avfall. Det er imidlertid all grunn til å tro at dagens situasjon fører til sykdom hos planter, dyr og mennesker, men omfanget av problemet er ukjent. I følge Børge Baustad, Reklamasjonsnemnda for kraftfôr, oppstår det med gjevne mellomrom reklamasjoner på kraftfôr, der det er klart at det er muggsoppvekst og sykdom, og en rekke mykotoksiner mistenkes å være involvert uten at prøver undersøkes for mykotoksiner. Nyetablert metodikk ved Veterinærinstituttet for påvisning av mykotoksiner bør i fremtiden anvendes i større grad for å identifisere omfanget av problemet og hvilken rolle ulike metoder for håndtering av organisk avfall spiller for forekomst av mykotoksiner i avfallet.

12.5. Bakterier

Representanter for familien Enterobacteriaceae er av stor betydning som årsak til alvorlige gastroenteritter, som fører til diareer, ofte med et alvorlig og langvarig forløp. Dette gjelder *Salmonella* spp. (salmonellose), *Shigella* spp., *Yersinia* spp. og enteropatogene serotyper av *Escherichia coli*. En del av disse bakteriene kan også kolonisere andre organer og forårsake

urinvegsinfeksjoner, lungebetennelser, septikemi (blodforgiftning) og meningitter (sentralnervesystemet). Andre svært patogene tarmbakterier i andre grupper er *Vibrio cholera*, som er årsak til kolera, og ulike *Campylobacter*-arter, spesielt *C. jejuni* og *C. coli*. Nedenfor omtales noen av de viktigste bakteriene litt nærmere.

Salmonella spp. (Kapperud og Lassen, 1999): Slekten *Salmonella* omfatter en rekke arter eller serovarianter. De fleste av disse forårsaker tarminfeksjoner, såkalt salmonellose, men noen arter/serovarianter, spesielt *S. typhi* og *S. paratyphi*, forårsaker spesielle systemiske infeksjoner, henholdsvis tyfoidfeber og paratyfoidfeber. De to sistnevnte er patogene bare for menneske. Andre *Salmonella* spp. er patogene for en enkelt dyreart, noen forårsaker hovedsakelig sykdom hos én dyreart, men kan av og til opptre hos andre dyr og mennesker, mens de fleste *Salmonella* spp. er lite spesifikke og kan forekomme hos mange arter. Mange dyr kan være friske smittebærere og skille ut store mengder bakterier med avføringen. Den infektive dosen er ofte angitt til ca. 10^6 bakterier, men det er mulig at så få som 10-100 bakterier i matvarer med høyt fettinnhold er i stand til å etablere en infeksjon hos mottagelige grupper (barn, eldre).

Salmonellose er hovedsakelig en næringsmiddelbåren sykdom, og skyldes ofte direkte eller indirekte fekal forurensning av næringsmidler eller fôrvarer. Men bakteriene kan også oppformere seg i miljøet under gunstige forhold. I industrialiserte land har det vært en kraftig økning i antall tilfeller av salmonellose de siste 20 årene. Dette gjelder også i Norge, selv om situasjonen både hos mennesker og dyr er bedre i Norge enn i de fleste andre land. Salmonellose er den hyppigst påviste bakterielle tarminfeksjonen hos mennesker i Norge, med 1000- 1400 registrerte tilfeller årlig i 1990-årene. 80%-90% av disse tilfellene antas å skyldes smitte i utlandet eller smitte av kontaminerte matvarer medbrakt fra utlandet. Forekomsten av *Salmonella* spp. hos norske husdyr og i næringsmidler av innenlandsk opprinnelse har vært meget lav. For å opprettholde denne gunstige situasjonen, og dermed unngå mange alvorlige tilfeller av tarminfeksjoner hos mennesker og husdyr, er det av stor betydning å unngå smittespredning i forbindelse med resirkulering av avløps slam og våtorganisk avfall til jordbruksformål.

Den økende forekomsten av salmonellose internasjonalt antas for øvrig å skyldes økende effektivisering og industrialisering av husdyrhold (store enheter, stor dyretetthet), slakting og næringsmiddelproduksjon; økende internasjonal handel med matvarer, dyr og dyrefôr; økende reisevirksomhet; økende bruk av storkjøkkensystemer; og nye metoder for tillaging og oppbevaring av næringsmidler.

Escherichia coli (Wasteson, 1999): *E. coli* er vanlig forekommende i store mengder i tarmen hos alle varmblodige dyr og mennesker, og benyttes ofte som en indikatorbakterie på fekal forurensning av næringsmidler. Mange varianter av *E. coli* er apatogene, men det finnes også flere enteropatogene varianter som kan forårsake alvorlig gastroenteritt hos mennesker. Globalt er *E. coli* den viktigste bakterielle årsaken til gastroenteritt hos mennesker. De fleste enteropatogene variantene har menneske som hovedreservoar, og fekal forurensning av matvarer og drikkevann spiller en viktig rolle i smittespredningen. Den enterohemorragiske varianten *E. coli* O:157:H7 ("hamburgerbakterien"; Shigatoksisk *E. coli* / STEC) har derimot storfe som sitt hovedreservoar, og smitte skjer via feces fra storfe. Den infektive dosen for sistnevnte variant er lav, mens den er ganske høy, 10^6 - 10^8 bakterier, for de andre humanpatogene variantene.

Campylobacter spp. (Kapperud, 1999): To arter i slekten *Campylobacter*, *Campylobacter jejuni* og *C. coli*, er globalt blant de vanligste årsakene til bakterielle enteritter med diaré. I Norge regnes *Campylobacter* spp. som den nest vanligste bakterielle årsaken til diaré, etter salmonellose, med vel 1000 registrerte tilfeller pr. år. Disse bakteriene krever høye temperaturer og lavt oksygeninnhold for å vokse, og vil dermed ikke formere seg i næringsmidler. Men den infektive dosen er lav, under 10^3 bakterier, slik at moderat kontaminerte matvarer kan forårsake infeksjoner. *Campylobacter* spp. er vanlige i tarmen og

dermed i avføringen fra mange pattedyr og fugler. Dyrene er som regel friske smittebærere. Smitte vil dermed være relativt utbredt i miljøet. Smitte av mennesker skjer vesentlig via fekalt forurensede (fra dyr) matvarer eller drikkevann.

Clostridium perfringens (Granum, 1999): Det finnes fem ulike typer av *C. perfringens*, og to av disse, *C. perfringens* type A og *C. perfringens* type C kan forårsake matforgiftning hos mennesker med henholdsvis diaré og nekrotisk enteritt som resultat. *C. perfringens* type A er en av de viktigste årsakene til bakteriell matforgiftning i Norge. Sykdommene skyldes toksiner som bakteriene danner når de omdanner seg til sporer i tarmkanalen. Disse sporene er svært varmemestabile og kan overleve flere timers koking. Matforgiftninger er særlig knyttet til storhusholdninger der store porsjoner mat blir langsomt oppvarmet og medkjølt, slik at bakteriene kan oppformere seg i maten. Etter inntak av store mengder bakterier vil store mengder toksiner produseres og forårsake symptomer. Det er hovedsakelig spesielle stammer som har vært gjennom gjentatte omganger med oppvarming i matvarer og sporedannelse i tarmen, som produserer toksiner og forårsaker matforgiftninger. Andre stammer danner ikke toksiner. *C. perfringens* er vanlig forekommende i tarmkanalen til dyr og mennesker, og sporer finnes dermed også hyppig i betydelige mengder i avføring og avløpslam. Bakterien formerer seg godt i dødt organisk materiale, som for eksempel proteinrike matvarer.

12.6. Virus

Virus som kan smitte mennesker og/eller dyr via organisk avfall vil hovedsakelig finnes i avløpslam og i liten grad i våtorganisk avfall. Dette gjelder en rekke virus som kan angripe slimhinnen i tynntarmen og forårsake akutt gastroenteritt med diaré. Disse skilles ut med avføringen og kan dermed finnes i avløpslam. Aktuelle virus er: Poliovirus, coxsackievirus, echovirus, enterovirus, adenovirus, reovirus, Hepatitt A-virus, rotavirus, astrovirus, calicivirus, coronavirus, Norwalk-lignende virus, parvovirus, adenoassosierte virus og influensavirus (Carrington, 2001). De mest aktuelle virus i avløpslam i Norge er adenovirus, calicivirus med Norwalk-virus, rotavirus og parvovirus (husdyr). Dette er alle såkalte nakne virus (med en ytre proteinkappe; kapsid), som kan "overleve", dvs. forbli infektive lenge i miljøet. Videre har vi Hepatitt A-virus, et picornavirus som angriper leveren og forårsaker gulsott. Forekomsten av ulike virus i avløpslam i Norge er lite undersøkt, men slike undersøkelser er påbegynt ved Norges veterinærhøgskole i 2001 (Mette Myrmehl, personlig meddelelse).

To virus kan smitte husdyr via smitteførende ubehandlet matavfall og forårsake store tap. Det er munn- og klauvsjukeviruset (rhinovirus), som kan angripe alle klauvdyr (m.a. storfe, sau, geit og gris) og svinepestviruset (togavirus), som angriper svin. Munn- og klauvsjukeviruset kan også overføres via gjødsel fra smittede dyr. Munn- og klauvsjukeviruset og svinepestviruset finnes ikke hos norske husdyr eller ville dyr, men de kan bl.a. bli introdusert via smittede produkter fra de nevnte dyreslagene, som føres inn i landet, fortrinnsvis av privatpersoner.

12.7. Prioner

Prioner er assosiert med en rekke dødelige, neurodegenerative sykdommer hos ulike pattedyr. Partiklene tenkes å oppformeres hos verten ved at det infeksiose prionet endrer formen til et av vertens egne proteiner, prionproteinet, i retning av en sykkelig, infeksios form. Dette skjer både i perifere vev og i sentralnervesystemet. Symptomer oppstår når mengde prioner i hjernen er høy. Mekanismen for celledøde er fortsatt ukjent. Det er også usikkert hvorvidt det sykelige prionproteinet er eneste bestanddel av infeksiose prionpartikler (Taylor, 1999).

12.7.1. Prionsykdommer

Prionsykdommer fører til invalidiserende nervøse symptomer med dødelig utfall. De har lang inkubasjonstid, dvs at det tar lang tid fra et individ blir infisert til det utvikler symptomer, typisk flere år hos dyr, opptil flere ti-år hos mennesket. Det finnes for tiden ingen behandling av prionsykdommer.

Naturlig forekommende sykdom er vist hos:

- Menneske: Creutzfeldt-Jakob sykdom (CJS) i hele verdenen, Gerstmann-Sträussler-Scheinkers syndrom (GSS), fatal familiær insomni (FFI), Kuru, ny variant CJS (vCJS) i UK, Irland, Frankrike
- Sau og geit: Skrapesjuka i Europa, Amerika, Afrika og Asia
- Hjortedyr: Chronic wasting disease (CWD) i Nord-Amerika
- Mink: Transmissible mink encephalopathy (TME) i Nord-Amerika og Europa (Finland, Tyskland og Russland)
- Storfe: Bovin spongiform encefalopati (BSE, kugalskap) i Europa og Japan, samt hos importkyr i Kanada, Oman og Falklandsøyene
- Kattedyr: Felin spongiform encefalopati (FSE) hos katt og eksotiske kattedyr (løve, tiger, ozelot, puma, gepard) i UK, Norge, Lichtenstein, samt hos importdyr i Irland, Australia, Frankrike
- Drøvtyggere i dyrepark (bison, nyala, eland, ... m.m.): Spongiform encefalopati (SE) i UK, mest sannsynlig BSE-relatert
- Aper i fangenskap (rhesusape, mungomaki, hvithodet brunmaki.): Spongiform encefalopati (SE) i UK og Frankrike, mest sannsynlig BSE-relatert

Ekspérimentelt kan en rekke pattedyr smittes, bl.a. mus og gris (Bradley og Matthews, 1992).

12.7.2. Smitteveier

- Oralt inntak av infeksjøst vev (Eks: Kuru-epidemi hos menneske (Gajdusek, 1977), BSE-epidemi (Brown, 2001a))
- Kirurgi eller andre medisinske inngrep (Eks: iatrogen CJS etter behandling med veksthormon (Brown *et al.* 2000), skrapesjuka-epidemi etter looping-ill vaksine (Gordon, 1946), eksperimentell BSE etter blodoverføring hos sau (Houston *et al.* 2000))
- Deponering på konjunktiva eller gjennom skadet hud (Eks: foreslått ved Kuru-epidemi, påvist ved eksperimentell skrapesjuka hos mus) (Gunnes *et al.* 2000)

12.7.3. Artspesifisitet

Prionsykdommer overføres best innenfor en art. Ved en slik overføring er smittedosen lavest og inkubasjonstiden kortest (SSC, 2000a).

Prionsykdommer kan imidlertid også krysse artsbarriæren, dvs at en art kan overføre sykdom til en ny art. Hvor lett dette skjer er avhengig av en rekke faktorer, bl.a. hvilke arter det dreier seg om, hvilken prionstamme som er involvert, og hvilken smittevei som benyttes (SSC, 2000a). En viktig mekanisme for denne artsbarriæren er artsvariasjoner i strukturen til prionproteinet (Prusiner, 1991; Kimberlin, 1991).

Ved kryssing av artsbarriæren kan det oppstå en **passasje-effekt**, der en stamme som opprinnelig ikke overfører sykdom til en bestemt art kan endre seg til en stamme som nå kan

overføre sykdom til denne arten. Et eksempel er prionstammen fra Kuru-pasienter, som ikke kan overføre sykdom til geit med mindre den først overføres til katt (Brown *et al.* 2001). Et annet eksempel er en prionstamme fra hamster, som ikke kan overføre sykdom til mus ved første passasje, men som likevel oppformerer hos mus og fører til sykdom ved neste passasje, både til mus og hamster (Hill *et al.* 2000). En passasje-effekt kunne forklare at BSE hos storfe er overførbart til mennesket, selv om BSE opprinnelig stammer fra skrapesjuka, som ikke er overførbart til mennesket (Brown, 2001a).

Denne passasjeeffekten gjør situasjonen meget uoversiktlig med tanke på risiko for smitte. Det åpner for et stort antall ulike indirekte smitteveier, der friske bærere kan overføre smitte til nye individer. På grunn av kompleksiteten i artspesifisiteten for prionsykdommer, og i fravær av mer kunnskap, vil en førevare holdning innebære at alle pattedyr i utgangspunktet regnes som mottagelige for ulike prionsykdommer.

12.7.4. Smittedose

Dose-respons kurve. Under eksperimentelle forhold finnes det en positiv korrelasjon mellom smittmengde og effekt, av samme type som for klassiske patogener (Gale *et al.* 1998b). Det er imidlertid stor usikkert relatert til effekten av veldig lave doser, bl.a. fordi prioner er ukonvensjonelle patogener som vi fremdeles vet lite om. Det er usikkert om et enkelt molekyl er i stand til å sette i gang en sykdomsprosess eller om det trengs et minimumsantall molekyler som samarbeider, og det er usikkert om gjentatt eksponeringer fører til en akkumulering av prioner, slik at de etterhvert kan nå opp til en kritisk infeksjonsterskel (Gale *et al.* 1998b). Det er holdepunkter for at en slik terskel finnes, og at gjentatte små doser kun akkumuleres hvis de skjer med korte mellomrom (Gale *et al.* 1998b; SSC, 2000a).

Art og prionstamme. Smittedosen synes å være lav for artsegne prioner. Ved oral smitte av storfekalver med hjernevev fra syke storfe var ett gram hjernevev nok til å fremkalle sykdom i alle tilfeller, og i følge SSC må man regne med at ett gram hjernevev fra et sykt dyr er nok til å smitte opptil 10-1000 kalver ved oralt inntak av ubehandlet vev (SSC, 2000a).

Når en art smittes med materiale fra en annen art finnes en artsbarriere av varierende størrelse. Den fører til at det kreves en høyere smittedose. Artsbarrieren kan være så høy at arten er å oppfatte som resistent for denne prionstammen. Mennesket er for eksempel følsomt for prionstammen som forårsaker BSE hos storfe, men tilsynelatende resistent for de prionstammene som forårsaker skrapesjuka hos sau. I følge Kimberlin (1996) kan artsbarrieren for skrapesjuka fra sau til menneske estimeres til størrelsesorden 100 millioner. Det er blitt foreslått at artsbarrieren mellom storfe og menneske befinner seg et sted mellom en og 10.000 (SSC, 2000a), dvs at nødvendig smittedose av BSE-infisert vev fra storfe er en til 10.000 ganger høyere for å smitte et menneske enn et storfe. Under forutsetning av at artsbarrieren er 1000, blir det i en risikovurdering anslått at smittedosen for menneske er 1 g hjernevev fra en syk ku, noe som tilsvarer ca 10^{13} prionmolekyler (Gale *et al.* 1998a).

Genotype. Innenfor en art kan individer med en spesiell genotype være mer følsomme for sykdommen enn andre. Dette er spesielt godt kjent for skrapesjuka hos sau (Høyheim *et al.* 2000) og prionsykdommer hos menneske (Cervenakova *et al.* 1998). Betydningen av genotype for følsomhet gjør at man skal være varsom med å fastslå at en art i sin helhet ikke er følsom for en prionsykdom før flere (alle) genotyper er blitt brukt i smitteforsøk.

Smittevei. Det er estimert at nødvendig dose for å smitte storfe med kugalskap gjennom infisiøst vev fra storfe er 100.000 ganger høyere ved oralt inntak enn ved intracerebral injeksjon (SSC, 2000a). Det er estimert at nødvendig dose er ca 5-10 ganger høyere når smittestoffet injiseres intravenøst enn når det injiseres i hjernen (SSC, 2000b).

Det er også holdepunkter for at miljøet rundt smittestoffet er av betydning for infektiviteten. Det er vist at prionpartikler kan være 10-100 ganger mer infeksiose når de er i et miljø med membranlipider enn når de er i ren løsning, noe som tyder på at nedbrytning av organisk materiale i et infisert miljø kan redusere smittefaren (Gale *et al.* 1998b).

Alder. Det er holdepunkter for at yngre individer er mer følsomme for BSE og vCJS. Epidemiologiske data og simuleringer tyder på at kalver kan være 30 ganger mer følsomme for BSE-smitte enn eldre storfe (Wilesmith *et al.* 1988). Det er imidlertid behov for å bekrefte dette eksperimentelt (DEFRA, 2001b). Yngre mennesker er overrepresentert blant engelske pasienter med vCJS (Anonymous, 2001).

12.7.5. Problemer knyttet til påvisning og bestemmelse

Det er utviklet en rekke metoder som påviser enten sykdomstegn i vev, prioner i vev, eller infektivitet, dvs. evnen til å overføre sykdom. Tidsrammen for påvisning varierer fra noen timer til flere år. Oversikt over de viktigste undersøkelsesmetodene er angitt i vedlegg 3.

12.7.6. Mulige smittekilder for prioner i Norge

Primære smittekilder er **ulike vev fra infiserte pattedyr**. Fordelingen av smittestoff i organismen varierer avhengig av art, prionstamme, smittevei og stadium i sykdomsforløpet (Brown, 2001b). Etter smitte gjennom oralt inntak av fôr vil først tarmen og ulike lymfoide vev inneholde smittestoff, deretter ryggmarg og hjerne. Blod kan tenkes å inneholde små mengder smittestoff på ulike tidspunkter av infeksjonen, både under inkubasjonstiden og når symptomer har oppstått (SSC, 2000b; Brown, 2001b). Størst mengde smittestoff er påvist i hjernevev fra syke individer. Enkelte dyr har imidlertid vist seg å kunne oppformere store mengder smittestoff uten å utvikle sykdom, noe som retter søkelyset mot eventuelle friske bærere, også blant arter som ikke er kjent for å utvikle sykdom (Hill *et al.* 2000).

Prioner kan overføres **via næringsmidler, dyrefôr, gjødsel eller annet materiale** som inneholder eller er kontaminert med infisert vev. Kjøtt- og benmel fra drøvtyggere regnes for å ha vært den viktigste smitekilden til BSE og relaterte sykdommer (FSE, SE) hos dyr (Brown *et al.* 2001). Mekanisk gjenvunnet kjøtt, som kan inneholde store mengder nervevev, antas å ha vært den viktigste kilden til vCJS hos menneske (Brown, 2001a). Ulike injeksjonspreparater produsert vha hjernevev har vært viktige kilder til iatrogen⁴ sykdom (CJS hos menneske, skrapesjuka hos sau) (Rappaport, 1987; Brown *et al.* 2000). Det arbeides for å optimalisere slakterutiner for å hindre at vev med høy infektivitet (SRM) kontaminerer vev med lav/ingen infektivitet (blod, kjøtt), eller at friske dyr blir kontaminert med infisert materiale fra TSE-infiserte dyr gjennom ulike slaktegjenstander (sag, kniv m.m.) (EU, 2000; SSC, 2000b). Muligheter for kontaminering av blod på slakteriet er grundig diskutert i en SSC rapport av 13-14 april 2000 (SSC, 2000b)

Smittekilder kan også være **invertebrater** som er bærere av smitte. Skrapesjuka-infektivitet er funnet i midd fra høy fra islandske gårder med skrapesjuka (Rubenstein *et al.* 1998). Smittestoff kan derfor tenkes å kunne overføres fra et område til et annet med høy som selges fra en infisert gård.

Infektivitet ser ut til å kunne persistere i **miljøet** flere år etter at sau med skrapesjuka er fjernet fra gårder, uten at man kjenner til mekanismen for dette (Rubenstein *et al.* 1998). Hvilken rolle smånagere, løpenematoder, fluer, midd, og flått spiller for overføring av smitte, undersøkes nå av en gruppe islandske, spanske og franske forskere med støtte fra EU (prosjekt FAIR-PL987023) (EU, 2000).

⁴ Når sykdom skyldes medisinsk eller kirurgisk behandling betegnes den som iatrogen

Det er utført en rekke undersøkelser angående smittefaren fra ulike kilder. Resultatene fra mange av disse er tilgjengelige på Internett

(http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/outcome_en.html)

Fare relatert til import

Norge kan teoretisk importere smittestoff gjennom import av livdyr, animalske varer (mat, fôr, gjødsel, jordforbedringsmidler av animalsk opphav), medisinske og farmasøytiske preparater, eller gjennom reisevirksomhet blant mennesker.

Faren relatert til import avhenger av hva som importeres, mengden som importeres, og en rekke forhold relatert til eksportlandet: kjente prionsykdommer, eksisterende tiltak (regelverk, hvor godt regelverket følges, m.m.), eksisterende praksis av betydning for smittespredning (Eks.: bruk av nervevev, slakterimetoder, håndtering av avfall, fôringsstrategi, alder ved slakt...), m.m. Den er også avhengig av hva vi gjør med importerte varer i Norge.

Det finnes i dag strenge krav til overvåking av prionsykdommer i enkelte land, bl.a. av BSE i EU-land, noe som gjør situasjonen relativt oversiktlig i disse landene. I tillegg har EU innført strenge tiltak for å hindre at BSE spres til dyr eller mennesker. Faren knyttet til import fra EU er dermed først og fremst relatert til eventuelle ukjente elementer (for eksempel fare ved import av sauetarm fra Storbritannia) eller svikt i oppfølging av tiltakene (bevisst eller ubevisst). Faren relatert til import fra andre land er mer ukjent. Det foreligger et økende antall risikovurderinger om BSE-situasjonen i ulike land (såkalte "GBR", for Geographical BSE Risk) fritt tilgjengelige på EUs nettsider⁵.

12.7.7. Avfallshåndtering og direkte smitte til menneske

Det er kjent at ulike former av humane prionsykdommer kan smitte fra menneske til menneske gjennom fortæring av deler av lik. Kuru-epidemien utviklet seg hos en folkegruppe som spiste hjernen fra de avdøde ved rituell kannibalisme (Gajdusek, 1977; Lee *et al.* 2001). Foruten kannibalisme, har bruken av hjerneekstrakter fra menneskelig ført til flere hundre registrerte tilfeller av iatrogen CJS på verdensbasis (Brown *et al.* 2000). Dette understreker betydning av en generell årvåkenhet ved utnyttelsen av dyrekadavre til resirkulering.

Foruten humane prionsykdommer vet man nå at mennesket kan smittes av BSE og utvikle ny variant CJS (vCJS) (Brown *et al.* 2001). Det er stor usikkerhet om hvor stor dose som er nødvendig for å smitte og eventuelt fremkalle sykdom hos mennesker, og hvorvidt alle genotyper er mottakelige for sykdom eller ikke. Størrelsen på artsbarriæren mellom storfe og menneske er ukjent, men enkelte eksperimenter, samt estimer basert på den britiske epidemien, tyder på at den er stor (Gale *et al.* 1998a; Ghani *et al.* 2000; SSC, 2000a).

Til nå er det registrert 106 tilfeller av vCJS i Storbritannia⁶ og fire tilfeller i Frankrike⁷. Disse er mest sannsynlig blitt smittet gjennom mat, enten ved konsum av hjerner, av nerveganglier i T-benstek, eller av produkter som inneholdt mekanisk gjenvunnet kjøtt fra hode eller ryggrad, slik som paier, pølser, posteier, og ulike kjøttretter i boks (Brown *et al.* 2001). Det er ikke funnet noen økt forekomst av sykdom hos mennesker som arbeider med dyr eller animalske produkter (bønder, veterinærer, slakeriansatte) (Anonymous, 2001). Imidlertid er antall tilfeller registrert så langt, så lavt er det for tidlig å utelukke at smitte over hud eller slimhinner gjennom håndtering av infisert avfall har forekommet, særlig i Storbritannia.

I Norge er det usannsynlig at storfe har BSE. I tillegg beskyttes mennesker mot en eventuell smitte via konsum av storfe og småfe gjennom "Forskrift om spesifisert risikomateriale med

⁵ http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/outcome_en.html pr. 14.09.01

⁶ <http://www.doh.gov.uk/cjd/stats/sept01.htm> pr. 14.09.01

⁷ http://www.invs.sante.fr/publications/mcj/donnees_mcj.html pr. 14.09.01

hensyn til overførbare spongiforme encefalopatii (SRM)” (SSC, 2000c). Forskriften inneholder et påbud om å destruere SRM, et forbud mot framstilling av mekanisk utbeinet kjøtt av hode og virvelsøyle fra storfe og småfe, og restriksjoner på slaktemetoder for å hindre smitte til blod. Hos et sykt storfe antas SRM, slik det er definert for storfe fra land i risikoklasser I til III, å inneholde minst 93% av smittematerialet (SSC, 1999a). SRM-forskriften er harmonisert i EU (Decision 2000/418/EC of 29 June 2000, amended by D 2001/2/EC of 27 December 2000), slik at importvarer fra EU-land har tilsvarende økt trygghet.

12.7.8. Avfallshåndtering og direkte smitte til dyr

BSE. Den britiske epidemien har vist at smitte via kraftfôr med utilstrekkelig varmebehandlet kjøtt- og benmel er den dominerende smitteveien for BSE fra storfe til storfe, og antagelig den eneste som er i stand til å fremkalle og vedlikeholde en epidemi (Donnelly *et al.* 1997). Det antas at BSE hos storfe vil forsvinne som et resultat av dagens tiltak, på samme måte som kuru hos menneske nå nærmest er utryddet etter at de kannibalistiske ritualene er blitt forbudt (Prusiner, 1991).

Mange elementer ser ut til å være nødvendige for at en BSE-epidemi kan utvikle seg hos storfe. Det er blitt stilt spørsmål om hvorfor BSE-epidemien oppstod akkurat i Storbritannia akkurat på 1980-tallet. I dag er mange forskere enige i at den mest sannsynlige årsaken til at det oppstod en epidemi av BSE i Storbritannia, og ingen andre land, var at bare Storbritannia hadde så mange sauer med skrapesjuka kombinert med en så høy andel saueskrotter i slakteavfallbrukt til dyrefôr (Brown, 2001a). Grunnen til at epidemien oppstod på midten av 1980-tallet og ikke før, skyldes mest sannsynlig at man på denne tiden fjernet en behandlingsfase av kjøtt- og benmel som ikke lenger var økonomisk gunstig (talg-ekstraksjon). Selv om denne fasen kun gir en moderat reduksjon av smittemengden i ferdigproduktet (faktor 10, dvs at det fremdeles gjenstår 1/10 av smittestoffet) var dette nok til at sykdommen krysset artsbarriæren over til ku og at det ble en stadig økning av mengde smittestoff i systemet (Brown, 2001a). Det er også holdepunkter for at kalver er mer følsomme for BSE-smitte enn eldre storfe. Det kan derfor tenkes at innblanding av kjøtt- og benmel i fôrblandinger brukt til kalver allerede fra første eller andre leveuke, noe som ble vanlig fra midten av 1970-årene særlig i Storbritannia, ga smittestoffet en ekstra mulighet til å bli oppformert gjennom britiske storfe (DEFRA, 2001b).

En enkel kvantitativ vurdering av risikoen for spredning av BSE gjennom kjøtt- og benmel i Norge har vist at denne risikoen var svært liten allerede før innføring av SRM-tiltak og forbud mot å fôre husdyr med kjøtt- og benmel (Veterinærinstituttet, 2000). Dette skyldes bl.a. pålagt sterilisering av animalsk avfall ved min. 133°C/3 bar /40 min eller 136°C/3,2 bar /20 min ved bruk til husdyrfôr (SSC, 1999b), og forbud mot å fôre drøvtyggere med kjøtt- og benmel fra drøvtyggere siden 1990. Disse reglene gjelder også for sau og geit, som på denne måten beskyttes mot BSE og skrapesjuka.

Skulle BSE-smitte importeres i matvarer, synes imidlertid ikke dagens regelverk å være tilstrekkelig for å hindre eventuell smitte til husdyr: pålagt varmebehandling av avfall fra andres enkelthusholdning, restaurant, hotell, m.m. til dyrefôr er kun 120°C/20 min (SSC, 1998b), noe som har liten effekt på prioner. Det kan derfor være av betydning å kartlegge eventuelle smitteveier fra matavfall til følsomme arter, bl.a. katt, mink, småfe og storfe.

Skrapesjuka. Mange av tiltakene iverksatt for å hindre spredning av eventuell BSE, bidrar til å redusere faren for spredning av skrapesjuka gjennom fôr. I Norge iverksettes i tillegg strenge tiltak ved identifisering av skrapesjuketilfeller med tanke på å utrydde sykdommen (Hagen *et al.* 2000). Sau med skrapesjuka (eller BSE) har imidlertid større mengder smittestoff i mange perifere vev i forhold til storfe, og andre smitteveier enn fôr er effektive

nok til at skrapesjuka kan forbli endemisk i et område i lang tid til tross for drastiske tiltak (Hopp *et al.* 2000; Sigurdarson, 2000). Det er aldri blitt utført noen risikovurdering for spredning av skrapesjuka i Norge, men en epidemiologisk undersøkelse utført etter epidemien i 1996 viste at høyere risiko for å få skrapesjuka i en flokk var assosiert med kjøp av søye fra en gård med skrapesjuka, bruk av felles vær og felles beiter (Hopp *et al.* 2001). Det er ukjent hvorfor bruk av felles beiter gav en høyere risiko.

TME. Transmissible Mink Encephalopathy er aldri påvist i Norge. Det er for lave krav til varmebehandling av fôr til pelsdyr (100°C i 30 min) for å inaktivere eventuelt smittestoff, og det er ikke gjennomført noen vurdering av eventuell risiko for at en epidemi kan utvikle seg, skulle sykdommen oppstå i norske minkfarmer.

12.7.9. Avfallshåndtering og spredning av prioner til miljøet – konsekvenser for dyr og mennesker

Prioner i miljøet kan teoretisk smitte dyr eller mennesker gjennom forurensing av ulike fôr- eller matplanter dyrket på smittede arealer. Særlig tenkes uvaskede rotplanter (poteter, neper, kålrot m.m.), gress eller grønnsaker å utgjøre en fare. I tillegg er det reist spørsmål om BSE-smittet gjødsel utgjør en fare for de som håndterer det.

I en EU-rapport publisert i mai 2001 (SSC, 2001), hvor det bl.a. tas hensyn til en internasjonal ekspertdiskusjon om prioner i jord, holdt i Bonn 18 desember 2000, samt en vitenskapelig rapport fra franske eksperter av 7 april 2001 angående ulike anvendelser av slakteavfall, påpekes det at vi fremdeles vet ingenting om hvordan BSE-agenset oppfører seg i jord, overflate- eller grunnvann, og at man ikke kan utelukke muligheten for at infektivitet akkumuleres i jord eller vann over tid. Dette beror på prionenes høy resistens mot nedbrytning, på et forsøk som viste at vev med skrapesjuka-smitte fortsatt hadde ca 99% av infektiviteten tre år etter at det var blitt gravet ned i jord (Brown og Gajdusek, 1991), samt kjennskap til at skrapesjukaagens synes å overleve på gårder i mange år etter at sau er fjernet (Sigurdarson, 2000).

Konsekvensene av smitte til miljøet er i stor grad relatert til hvorvidt det finnes en terskeldose for infeksjon, noe som det finnes holdepunkter for, men som fremdeles ikke er helt etablert. I så fall vil små mengder i miljøet ikke nødvendigvis representere noen fare, og fortyningseffekten vil ha stor betydning (Gale, 1998).

Utviklingen av epidemien i UK etter at kjøtt- og benmel ble forbudt viser at eventuell smitte via miljøet er sjelden og ikke i stand til å vedlikeholde en epidemi (Donnelly *et al.* 1997). Det var per 2 august 2001 registrert kun tre tilfeller av BSE hos britiske storfe født etter 1. august 1996, da tilgang til kjøtt- og benmel ble effektivt hindret (DEFRA, 2001a). Dette viser at det ikke kan ha oppstått noen massiv infeksjon med høye doser etter den datoen. Den kan imidlertid ha forekommet infeksjoner med lave doser, som vil gi symptomer etter en inkubasjonsperiode på godt over 5 år. Ingen av disse tilfeller vil ha rukket å vise seg ennå, bare 5 år etter innføring av tiltakene.

Gjødsling med slakteavfall eller avløpsslam fra slakteri og steriliseringsanlegg

EU's vitenskapelige komite SSCs vurdering er som følger (SSC, 2001):

- i land med neglisjerbar risiko for BSE (bl.a Norge) kan organisk gjødsel med innhold av materiale fra storfe anvendes, samt slam fra slakteri og steriliseringsanlegg
- i andre land:

- vev som er kjent å kunne inneholde smittestoff, bør behandles like strengt som kjøttbenmel eller hydrolyserte proteiner; de kan da brukes som gjødsel, men bør ikke inntas av drøvtyggere eller mennesker
- vev der det ikke er påvist smittestoff (horn, høver) kan anvendes hvis det ikke er noen fare for at de har vært kontaminert
- avløpsslam fra slakterier, steriliseringsanlegg eller andre anlegg som er potensielt utsatt for smitte, bør ikke brukes til gjødsling
- blod og selvdøde dyr bør håndteres i henhold til spesifikke uttalelser (SSC, 1999c)

SSCs vurdering om bruk av slakteavfall til gjødsling tar også hensyn til faren for at dyr eller mennesker kan smittes direkte, enten ved konsum av gjødselsrester på landbruksprodukter, konsum av lagret gjødsel (rømt kalv eller lam), eller gjennom sår i huden eller slimhinner ved håndtering av infiserte produkter.

Storbritannia har høy forekomst av BSE og har siden 1998 forbudt bruk av kjøttbenmel som gjødsel (SSC, 1998a). Det er gjennomført risikovurderinger angående bruk av avløpsslam fra ulike destruksjonsanlegg, der ulike behandlingsprosesser er vurdert (Gale *et al.* 2000). Det er også gjennomført en kvantitativ risikovurdering av faren knyttet til bruk av slam som stammer fra avløpsvann fra slakteri, der situasjonen for 1997 er vurdert (Gale og Stanfield, 2001). Med utgangspunkt i et anslag på at 3780 storfe med BSE ble slaktet, er konklusjonen at faren for smitte til storfe som beiter på slamgjødslet areal er liten: det kan tenkes at 0 - 50 storfe vil kunne smittes, avhengig av hvor mye smittestoff som skylles ned i avløpet etter saging av hode, ryggrad m.m. Risikoen for at mennesker skal kunne smittes gjennom konsum av gjødsel/jord på rotplanter anses som minimal. Slike vurderinger er i stor grad basert på lokale forhold, og kan ikke uten videre generaliseres til andre land.

Norge, i likhet med New-Zealand, Australia, Chile, Paraguay, Argentina, har neglisjerbar risiko for BSE. I følge vurdering fra EUs SSC representerer ikke gjødsling med slakteavfall, uansett behandling, noe fare av betydning for spredning av BSE i Norge.

Gjødsling med husdyrgjødsel

Faren for spredning av prionsykdommer gjennom husdyrgjødsel er så langt vi vet aldri forsøkt kvantifisert. Det har aldri vært påvist smittestoff for prionsykdommer i feces eller urin hos sau eller storfe (Hoinville, 1996; SSC, 1998c), men på grunn av de lave følsomhetene til de metodene som brukes, kan man ikke utelukke at det skiller ut noe smittestoff. Ut fra det man vet om prionenes resistens mot proteolytiske enzymer, er det tvert imot sannsynlig at en viss andel av eventuell smitte i fôr vil bli utskilt i feces. Det er også vist at mennesker med CJS, skiller ut smitte i urin (Tateishi, 1985).

Risikoen for at vi har BSE i Norge er liten. Risikoen forbundet med husdyrgjødsel er derfor først og fremst aktuell å vurdere for skrapesjuka, samt når ulike typer husdyr, inklusiv gris og fjørfe, føres med potensielt infiserte importerte varer.

Avrenning fra slakterier, destruksjonsanlegg og avfallsdeponier

Avliving og destruksjon av et stort antall infiserte storfe i Storbritannia har ført til studier om mulig forurensning av grunnvannet ved avrenning fra slakterier, destruksjonsanlegg og avfallsdeponier (Gale *et al.* 1998a). Følgende elementer er vurdert å være av betydning:

- grad av rensing for organiske partikler før vannet slippes ut
- muligheter for filtrering av avrenningsvannet før det når drikkevannskilder

- fortyningseffekt gjennom innblanding av annet vann

I denne vurderingen ble prioner antatt å ikke finnes i løsning, men alltid festet til organisk materiale. For det aktuelle britiske destruksjonsanlegget ble faren vurdert som neglisjerbar (Gale *et al.* 1998a). Selv om vurderingen ikke enkelt lar seg overføre til norske forhold, synes det klart at situasjonen med tanke på prionsykdommer må forverres betraktelig før faren for forurensning av vann bør vurderes her.

12.8. Forhold som påvirker overlevelse av smittestoffer i miljøet

Av de ulike smittestoffene hos mennesker og dyr, er det bare bakterier og sopp som kan formere seg i miljøet, uavhengig av en varmblodig organisme. Slik formering er imidlertid avhengig av m.a. næringstilgang, tilstrekkelig fuktighet og temperatur i omgivelsene. Patogene tarmbakterier formerer seg best ved temperaturer rundt normal kroppstemperatur hos varmblodige dyr, dvs. 35-40°C. Ved temperaturer under 25°C er formeringen til de fleste langsom (Carrington, 2001). Ute i miljøet vil bakterier, virus, sopp og parasitter bli utsatt for ulike faktorer som fører til en gradvis desimering av antallet. Evnen til å overleve varierer mellom ulike grupper av smittestoff og ulike arter innen hver gruppe. Patogener som danner et ytre ”skall” rundt det infektive materialet eller den infektive cellen, er mer resistente mot svingninger i temperatur, fuktighet og pH i omgivelsene enn arter som ikke ”kapsler seg inn” på denne måten. Bakteriesporer er således langt mer resistente mot miljøpåvirkninger enn vegetative bakterier, slik at sporedannende bakterier (for eksempel *Bacillus* spp. og *Clostridium* spp.) vil kunne overleve mye lenger enn ikke-sporedannende arter. Nakne virus, med et beskyttende proteinlag (kapsid) ytterst, er mer resistente enn virus omgitt av en kappe bestående av en relativt tynn lipidmembran. Blant parasittene danner mange helminter relativt miljøresistente egg og mange protozoer tilsvarende miljøresistente stadier kalt cyster og oocyster.

De ulike smittestoffene er følsomme for ultrafiolett stråling ved 265 nm bølgelengde, og vil bli drept ved eksponering for sollys. Den ytre temperaturen påvirker overlevelsestiden, m.a. gjennom en virkning på metabolismen og energilagrene. Smittestoffene overlever lenger ved lave temperaturer like over frysepunktet enn ved høyere temperaturer. Ved tilstrekkelig høye temperaturer vil bakterier kunne formere seg. Det relativt kjølige klimaet i Norge vil dermed kunne gi relativt lang overlevelsestid av smittestoffer i naturen. De fleste smittestoffene er følsomme for uttørking, men enkelte bakteriesporer kan være svært resistente. Overlevelsestiden er kortere ved lav pH (<4) og høy pH (>10) enn ved midlere pH.

Ute i naturen vil patogene bakterier og virus kunne bli drept/spist av frittlevende nematoder og protozoer, og bakterier vil måtte konkurrere med naturlig jordlevende bakterier som er bedre tilpasset dette miljøet. Mikroorganismer i jorda kan dessuten produsere stoffer som dreper eller hemmer veksten av patogene mikroorganismer.

I naturen vil det være et samspill mellom temperatur, eksponering for sollys, fuktighet, pH, konkurrerende mikroflora og andre faktorer som bestemmer overlevelsestiden til ulike smittestoffer. På overflaten av jord uten vegetasjon overlever for eksempel *Salmonella* bare noen dager både ved temperaurer under og over 10°C og vanninnhold over og under 8%. Med vegetasjon til stede økes overlevelsestiden til ca. 3 uker ved vanninnhold over 8% og temperatur under 10°C, og til 6 måneder ved vanninnhold under 8% og temperatur under 10°C. Tilsvarende vil *Ascaris*-egg bare overleve i uker til måneder i jord uten vegetasjon, men i over ett år med vegetasjon til stede (Carrington, 2001).

I en EU-rapport publisert i mai 2001 (SSC, 2001), hvor det bl.a. tas hensyn til en internasjonal ekspertdiskusjon om prioner i jord, holdt i Bonn 18 desember 2000, samt en vitenskapelig rapport fra franske eksperter av 7 april 2001 angående ulike anvendelser av slakteavfall, påpekes det at vi fremdeles vet ingenting om hvordan BSE-agenset oppfører seg i jord, overflate- eller grunnvann, og at man ikke kan utelukke muligheten for at infektivitet akkumuleres i jord eller vann over tid. Dette beror på prionenes høy resistens mot nedbrytning, på et forsøk som viste at vev med skrapesjuka-smitte fortsatt hadde ca 99% av infektiviteten tre år etter at det var blitt gravet ned i jord (Brown og Gajdusek, 1991), samt kjennskap til at skrapesjukaagens synes å overleve på gårder i mange år etter at sau er fjernet (Sigurdarson, 2000).

12.9. Behov for videre forskning / utredning

For vurderinger av smittefaren knyttet til organisk avfall anses følgende tilleggskunnskap som viktig:

- For alle smittestoffer: oversikt over varestrømmen i Norge: opprinnelse, veier, mengder; spesielt muligheter for at importerte matvarer kan smitte planter eller dyr gjennom bruk av matavfall bør vurderes
- For sopper og mykotoksiner: forekomst av sopp og mykotoksiner i norsk organisk avfall, effekt av avfallshåndtering på soppvekst, produksjon og nedbrytning av mykotoksiner.
- For prioner: muligheter for spredning av skrapesyke eller BSE gjennom matavfall og husdyrgjødsel, muligheter for utvikling av en epidemi hos mink
- For parasitter: Utvikling av en standardisert metode for påvisning av parasittegg i slam/kompost. Ved Seksjon for parasittologi benyttes en dansk metode modifisert av Bergstrøm (Bergstrøm 1981). Denne er relativt tidkrevende og krever bruk av eter. Videre må ofte prøvene inkuberes i varmeskap i 4 uker for å kunne avgjøre om *Ascaris*-eggene er levende eller ikke. Det er således behov for å utvikle en bedre og raskere metode uten bruk av eter.

13. Organiske forurensninger i jord og våtorganisk avfall

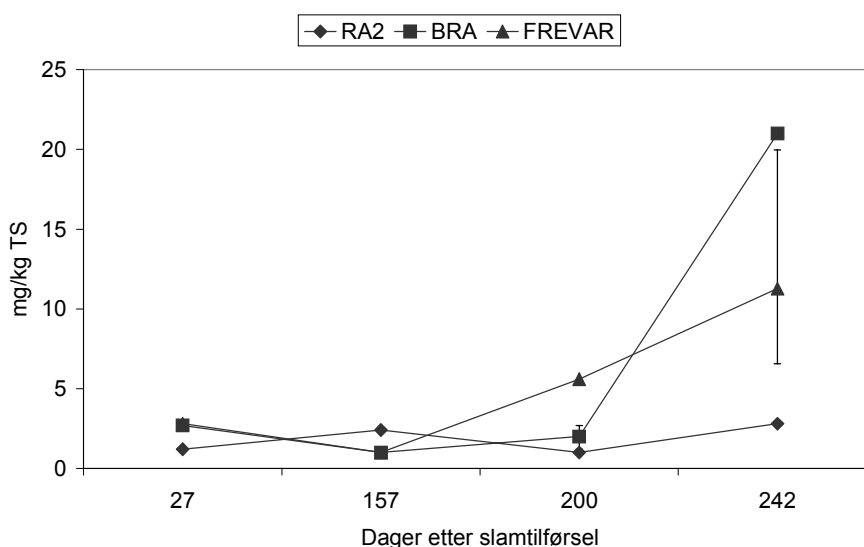
13.1. Innhold og stabilitet av organiske forurensninger i jord

Det er ikke gjennomført systematiske kartlegginger av organiske forurensninger i jord som er tilført organisk avfall i Norge. Et par undersøkelser er imidlertid utført som gir oss en viss oversikt over nivåer i jord og indikasjoner om stabiliteten til enkelte forbindelser i jord.

I instituttprogrammet "SIP-avløpsslam" (blir nærmere beskrevet i kap. 14.4.1) ble avløpsslam fra tre avløpsrenseanlegg (Bekkelaget, FREVAR og RA-2) tilført tre ulike jordtyper (siltig sand, sandig leire og leire) i mengder tilsvarende 2 og 20 tonn per daa. Innholdet av PAH, NPE og DEHP i avløpsslam fra Bekkelaget og FREVAR renselanlegg var høyere enn de danske avskjæringsverdiene som gjelder fra 1. juli 2000. Dette var også tilfelle for DEHP i slam fra RA2.

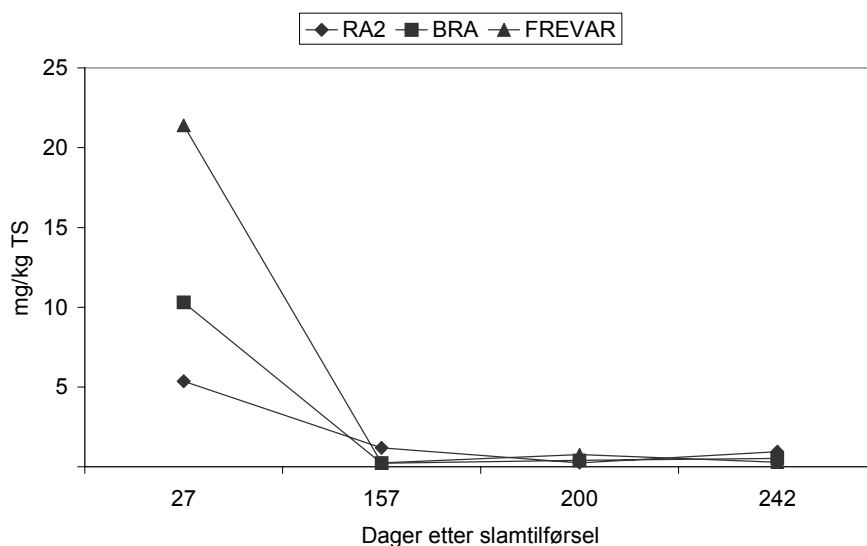
Innholdet av PAH, PCB, DBP, DEHP, LAS og NP/NPEO1 ble bestemt i siltig sand 27, 157, 200 og 242 dager etter slamtilførsel. Innholdet av PAH og PCB i jorda var lavere enn deteksjonsgrensene, dvs. hhv. <0.3 og 0.003 mg/kg TS også etter tilførsel lav 20 tonn slam per daa.

Tilførsel av 20 tonn/daa medførte en generell økning i jorda til 2-4 mg DEHP/kg TS, dvs. noe over bakgrunnsnivået på 0.5-1.0 mg/kg T, men det ble ikke observert noen reduksjon i konsentrasjonsnivået av DEHP i tiden etter slamtilførsel (figur 12), og de høyeste konsentrasjonene ble målt i juli 1997, dvs. 240 dager etter slamtilførsel. Dette kan skyldes at atmosfærisk nedfall bidrar til ftalater i jord (lokale kilder), eller det kan skyldes kontaminering ved prøvetaking og/eller i laboratoriet. Innholdet av DEHP i siltig sand i de samme prøvene gav ikke noe klart svar på stabiliteten til disse forbindelsene i jord (figur 12).



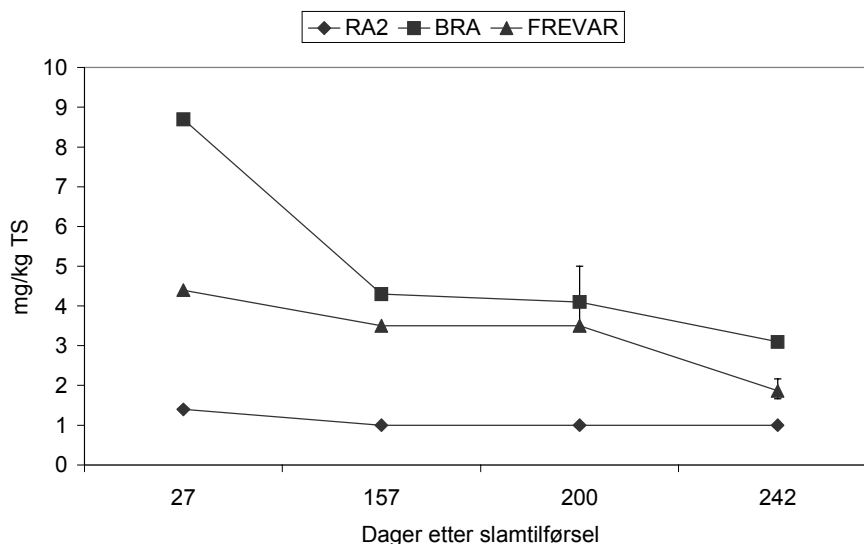
Figur 12: Konsentrasjoner av **DEHP** i jord ved ulike tidspunkter etter tilførsel av 20 tonn/daa avløpsslam fra RA2, Bekkelaget renselanlegg (BRA) og FREVAR.

Konsentrasjonen av LAS i jord tilført 2 tonn/daa avløpsslam var 2-3 mg/kg TS etter 27 dager og etter dette mindre enn 1 mg/kg TS (data ikke vist). Innholdet av LAS i jord tilført 20 tonn avløpsslam/daa ble betydelig redusert i perioden fra slamtilførsel til 13.april 1997, dvs. i løpet av de første 157 dagene (figur 13). Det var ikke mulig å bestemme hvor raskt denne nedbrytningen gikk, fordi det var for langt mellom prøvetakingstidspunktene. Resultatene viser at LAS tilført med avløpsslam sent på høsten i stor grad var brutt ned tidlig på våren, like etter at telen var forsvunnet. LAS er kjent for å ha en relativt kort halveringstid i jord under aerobe forhold, oftest <14 dager. Mer kontrollerte nedbrytningsforsøk med hyppigere prøvetaking må utføres for å bestemme en mer nøyaktig nedbrytningshastighet for LAS i norsk jord.



Figur 13: Konsentrasjoner av LAS i jord ved ulike tidspunkter etter tilførsel av 200 tonn/ha avløpsslam fra RA2, Bekkelaget renseanlegg (BRA) og FREVAR

Larson *et al.* (1993) fant at halveringstiden i overflatejord med lave startkonsentrasjoner (0.05 mg/kg) var 1-5 dager under aerobe forhold. I slambehandlet jordbruksjord med en startkonsentrasjon på 45 mg/kg ble det målt 80% reduksjon i løpet av 3 uker. Mineraliseringsforsøk med ulike LAS homologer (C₁₀-C₁₄) i slambehandlet jord viste gjennomsnittlig halveringstid på 20 dager for alle homologer (Larson *et al.* 1993) (startkonsentrasjon 25 mg/kg). Det kan se ut som om nedbrytningen i de norske forsøkene er langsommere enn det som Larson *et al.* (1993) fant, noe som kan skyldes lave temperaturer etter slamtilførsel i de norske forsøkene.



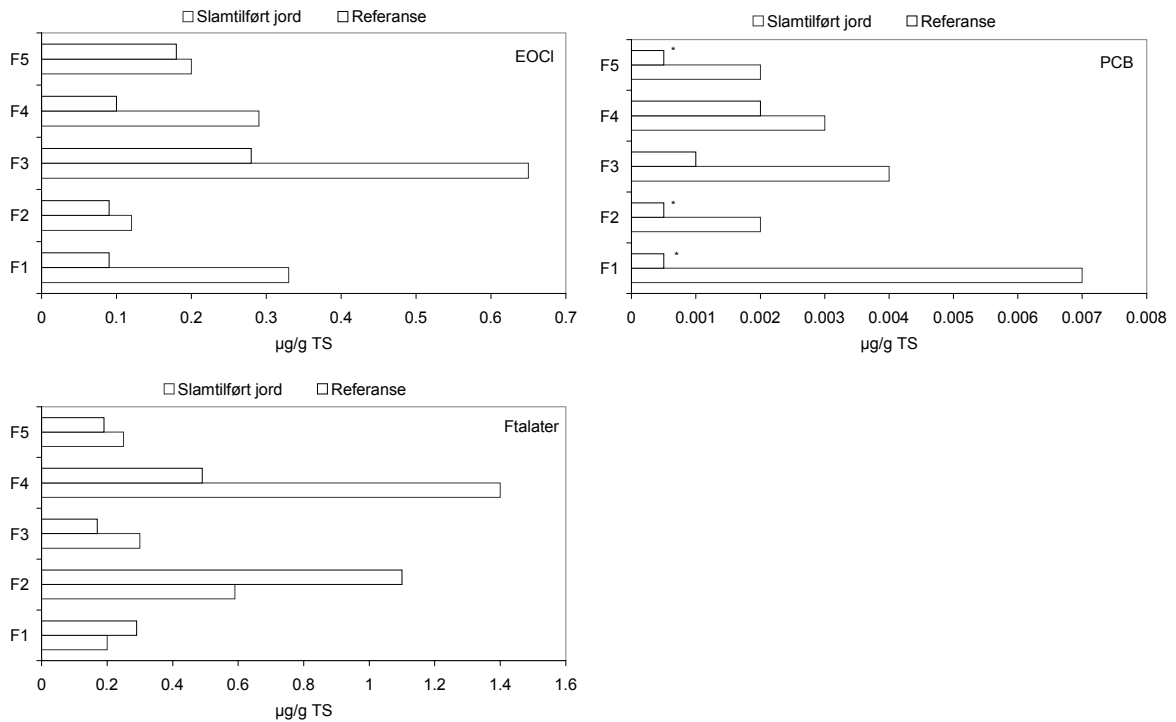
Figur 14: Konsentrasjoner av NP/NPEO i jord ved ulike tidspunkter etter tilførsel av 20 tonn/daa avløpsslam fra RA2, Bekkelaget renseanlegg (BRA) og FREVAR

Innholdet av NPE i jord tilført 2 tonn/daa er stort sett lavere enn 1 mg/kg TS, dvs. lavere enn deteksjonsgrensen. Tilførsel av 20 tonn/daa gir en konsentrasjon i jorda fra 1.4 til 8.7 mg/kg TS (figur 14). Det er ca. 4 ganger mer NPE i slam fra FREVAR og Bekkelaget enn fra RA-2 noe som også gjenspeiles i innholdet i jord. Konsentrasjonene av NPE reduseres med 50-60% i perioden desember 1996- juli 1997 (figur 14) og konsentrasjonene av NPE 242 dager slamtilførsel er 2-3 ganger høyere enn i referansejorda (Amundsen *et al.* 1997). Resultatene fra disse forsøkene viser at nedbrytningen av NPE er betydelig langsommere enn for LAS og at det etter 240 fortsatt finnes rester av NPE i jord.

I de forsøkene som er gjennomført her, er avløpsslammet blandet grundig inn i de øverste 20cm av jorda. Ved tilførsel av avløpsslam – og våtorganisk avfall på dyrket jord vil innblandingen ikke være så god som dette, og det vil lokalt i overflatejorda finnes konsentrasjoner av avløpsslam og miljøgifter som er høyere enn de som er målt i det nevnte forsøket.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene som finnes i norsk avløpsslam er riktignok relativt lave, men maksimumskonsentrasjonene kan være betydelig høyere. Det er derfor behov for å se nærmere på stabiliteten og nedbrytningen av enkelte ftalater, LAS og NPE tilført med avløpsslam til norsk jord.

I en undersøkelse av dyrket jord tilført ulike mengder avløpsslam i perioden 1975 til 1990 ble det samlet inn prøver fra slamtilført jord og fra jord som ikke var tilført avløpsslam (referansejord). Prøvene ble tatt fra 5 gårder i Ås kommune og analysert med hensyn på ekstraherbart organisk bundet klor (EOCl), PCB og ftalater. Det ble tilført fra 1 til 4 tonn avløpsslam per daa ved de ulike gårdene (Amundsen *et al.* 1997). Resultatene viste at innholdet av EOCl og PCB var høyere i slamtilført jord enn i referansejorda, mens innholdet av ftalater (sum DBP og DEHP) ikke viste klare forskjeller mellom slamtilført jord og referansejord (figur 15).



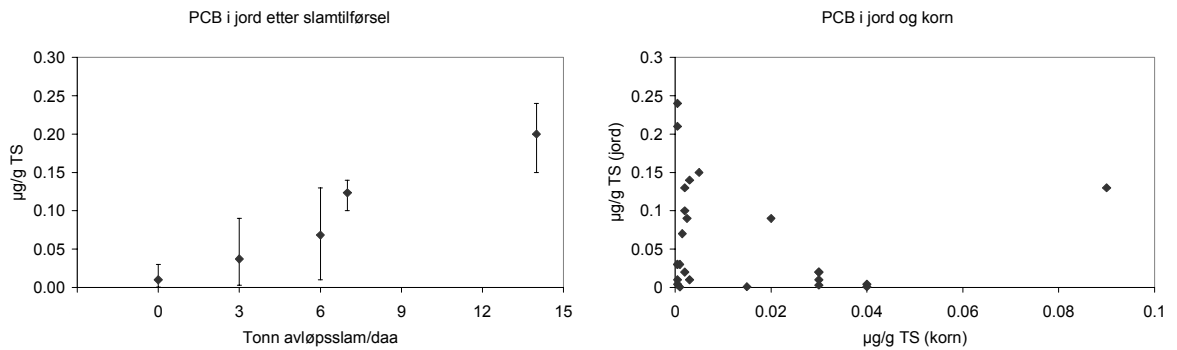
Figur 15: Innhold av EOCL, PCB og ftalater i referansejord og slamtilført jord hvor avløpslam er tilført i perioden 1975-1990. F1-F5 – gårdsbruk. *-verdier mindre enn deteksjonsgrensen på 0.001 µg/kg TS. (Referansen er den øverste av de to søylene for hvert gårdsbruk)

Alle jordprøvene ble tatt i 1992, dvs. 17 år etter at avløpslam ble tilført på gårdsbruk F1. Det nøyaktige innholdet av EOCL, PCB og ftalater som var i avløpslammet ved tilførsel, er ikke kjent. Det er således ikke mulig å si noe om stabiliteten til de klorerte organiske forbindelsene ut ifra analysene som er gjort. Det gjennomsnittlige innholdet av klorerte organiske forbindelser i slamtilført jord er signifikant høyere enn i referansejorda, noe som viser at klorerte forbindelser i avløpslammet har en lang halveringstid i jord. Til tross for dette er innholdet av PCB i den slamtilførte jorda ikke høyere enn bakgrunnsnivåer for eksempel fra Tyskland (Kampe og Leschber, 1989). Det var en signifikant sammenheng mellom tilført mengde avløpslam og innholdet av PCB i jorda. Nivåene av EOCL, PCB og ftalater i den slamtilførte jorda fra denne undersøkelsen er lave og risikoen for økt opptak av disse forbindelsene i planter i dag er svært lav. Nedbrytningshastighet og tilgjengelighet av disse forbindelsene i tiden etter tilførsel er imidlertid viktig for risikovurderingen av disse forbindelsene i jord.

13.2. Overføring av organiske forurensninger fra jord

13.2.1. Opptak i planter

I forsøk hvor korn, gras og poteter ble dyrket i jord tilført ulike mengder avløpslam, ble det vist at økende mengde avløpslam førte til høyere konsentrasjoner av PCB i jorda (figur 16). Økende PCB-mengde i jorda medførte imidlertid ingen økning i plantematerialet (Martinsen og Bjørseth, 1977). Forsøkene ble utført på ulike steder i Sør-Norge. Konsentrasjonene i jorda etter slamtilførsel i disse forsøkene var opptil 30 ganger høyere enn de konsentrasjonene som ble målt i undersøkelsen gjennomført av Amundsen *et al.* (1997) (vist over).



Figur 16: Innhold av PCB i jord etter tilførsel av ulike mengder avløpslam (venstre); sammenheng mellom innhold av PCB i jord og innhold i korn (kjerner av bygg og havre).

Innholdet av PCB i korn i dette forsøket var generelt lavt og 17 av 25 prøver var lavere enn deteksjonsgrensen (0.001-0.006 µg/g TS). Femti prosent av deteksjonsgrensen er brukt i figur 16. Resultatene viser at opptaket av PCB i korn var svært lavt og i de fleste tilfeller ikke kvantifiserbart. Også innholdet av PCB i potet ble vist å være svært lavt i disse forsøkene (Martinsen og Bjørseth, 1977). Det ble ikke påvist DDT eller HCB i korn- eller halmprøver i forsøket, mens lindan ble påvist, men ikke kvantifisert.

PCB som ble funnet i jord og korn synes å bestå av en blanding av Clophen A60 (PCB med 60% kloreringsgrad) og Aroclor 1242 (PCB med 42% kloreringsgrad).

Det er ikke kjent at det er utført andre undersøkelser i Norge av hvordan organiske forurensninger i jord tas opp i planter.

Det er en generell oppfatning at forbindelser som PCB, PAH og PCDD/F som bindes sterkt i jord, ikke tas opp i planter. En rekke undersøkelser viser dette (Smith, 2000). Ifølge Hembrock-Heger (1992) er overføringsfaktorene for PAH, PCB og PCDD/F fra jord til planter lavere enn 0.1 og ofte lavere enn 0.01 (svært lavt), noe som gjør at den viktigste kilden til disse forbindelsene i matvekster vil være atmosfærisk nedfall. Ved vanning med vann som er forurenset med disse forbindelsene, er det funnet relativt høye verdier i skall av gulrot pga. det høye fettinnholdet i skallet.

I den danske undersøkelsen av bruk av avfallsprodukter til jordbruksformål, er det enkelte PAH-forbindelser, LAS, ftalater og NPE og eventuelt triklorbenzen som kan utgjøre et mulig problem når det gjelder opptak i planter (Kristiansen *et al.* 1996). For de lavmolekylære PAH-forbindelsene skyldes dette en kombinasjon av stort potensiale for opptak i planter (høy biokonsentrasjonsfaktor BCF) og relativt høye konsentrasjoner i avløpslam. Da planteopptak ofte er konsentrasjonsavhengig, mener danskene at det er grunn til å se nærmere på LAS, ftalater og NPE fordi disse finnes i så vidt høye konsentrasjoner i avløpslam.

Det finnes fortsatt lite data om hvordan LAS og NPE oppfører seg i jord-plante systemet.

13.3. Effekter i jord av organiske forurensninger

Dioksiner og furaner, PCB, PAH, ftalater, nonylfenoler- og nonylfenoletoksilater og andre organiske forbindelser er toksiske forbindelser som kan skade mikroorganismer dersom de forekommer i for høye konsentrasjoner. Det finnes imidlertid lite dokumentasjon i litteraturen på giftvirkninger i jord ved de konsentrasjoner som tilføres med avløpslam.

Utråtnet (anaerobt) avløpslam med høye konsentrasjoner av nonylfenol har vist negative effekter på heterotrof nitrogenfiksering etter innblanding i jord (Mårtensson og Torstensson, 1996). Dette slammet hadde også forhøyet innhold av Cu, Ag og PCB. Forsøk med renkultur

av *Photobacterium phosphoreum* (Microtox-testen) tyder på at giftvirkningen av Cu øker i nærvær av nonylfenol (Carlsonekvall og Morisson, 1995). Dioksiner – og furaner er svært giftige med forekommer i så små konsentrasjoner at effekter neppe vil forekomme.

Testing av 12 ulike organiske miljøgifter på *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* viste bare effekt av pentaklorfenol i en konsentrasjon på 75 mg/kg i en sandig lettleire mens 50 mg/kg hadde ingen effekt (Chaudri *et al.* 1996). Dette er konsentrasjoner som er mer enn 100 ganger høyere enn det som kan forventes i norsk jordbruksjord.

Undersøkelser utført av Krogh *et al.* (1997) hvor to typer avløps slam med relativt høye konsentrasjoner av tungmetaller, LAS, NPE og ftalater ble tilført jord (doser opp til 2.1 tonn/daa), gav ikke negative effekter på jordfauna og mikrobiell ammoniumoksidasjon i jord.

Resultater fra det strategiske instituttprogrammet ”SIP-avløps slam” (se kap. 14.4.1) indikerer at konsentrasjonene i jord av LAS, NPE og ftalater er for lave til å kunne gi negative effekter på ammoniumoksidasjonspotensialet og dehydrogenase-aktiviteten i jord, selv etter tilførsel av 20 tonn avløps slam per daa (Amundsen *et al.* 1997).

En gjennomgang av forekomst og mulige effekter av organiske miljøgifter i avløps slam synes ikke å gi holdepunkter for at slike forbindelser kan gi skader mikrobielle prosesser, jordfauna og plantevekst ved de konsentrasjoner som normalt finnes i avløps slam.

13.4. Andre organiske forurensninger

Det finnes svært lite data for innholdet av brommerte flammehemmere (BFH) i organisk avfall og jord. De brommerte flammehemmerne består av bl.a. polybrommerte bifenyler (PBB), polybrommerte difenyl etere (PBDE) med ulik grad av brommering (penta, okta og deca er de mest vanlige), samt tetrabrom bisfenol A (TBBPA). Dette er forbindelser som finnes overalt (som PCB) og det er en økende bekymring angående mulige effekter av lave konsentrasjoner av disse forbindelsene i mennesker og dyr (Hellström 2000).

Det finnes ingen data om forekomst av BFH i norsk organisk avfall og jord.

Et stort antall kjemikalier antas å ha hormonlignende effekter på organismer som kan medføre endringer i reproduksjonen. De fleste av disse kjemikaliene vil finnes i avløps slam (Smith 2000). Mange av stoffene som PCB, PCDD/F og DDT har hormonlignende egenskaper, men disse utgjør som nevnt liten risiko fordi de i svært liten grad kan overføres fra jord til planter. Det er mindre kjent hvordan naturlig østrogen og rester fra p-piller oppfører seg i avløps slam og jord.

Medisiner og medisinrester er inntil nylig relativt lite fokusert når det gjelder miljøeffekter. Det brukes årlig store mengder medisiner både til mennesker og dyr og rester eller metabolitter av disse slippes ut i avløpsvannet og havner i avløps slam. De finnes lite informasjon om forekomst, mobilitet og giftighet i jord av slike forbindelser. Danske undersøkelser tyder på at forbindelser som ibuprofen, aspirin og paracetamol kan utgjøre en risiko. Nødvendige data for å gjennomføre en risikovurdering av disse og andre medisiner i miljøet er foreløpig manglende (se for øvrig ”Pollutants in urban waste water and sewage sludge” for en nærmere omtale av dette temaet)

Innholdet av pesticider er ikke bestemt i avløps slam og våtorganisk avfall i Norge. Pesticider bestemmes sjelden i avløps slam også i andre land. Den senere tiden er det imidlertid fokusert

en del på innholdet av pesticider i kompost (Strom 2000) og hvordan disse brytes ned gjennom komposteringsprosessen (Büyüksönmez *et al.* 2000). Av i alt 27 pesticider fant Strom (2000) bare Chlordane (insekticid) i detekterbare konsentrasjoner i kompost av hage- og parkavfall (yard waste compost). Konsentrasjonene varierte fra 0.4 til 3.2 mg/kg TS og det ble funnet at Chlordane i komposten kom fra jorda. Risikoen ved å bruke denne komposten i jord ble derfor naturlig ansett som lav. Strom (2000) konkluderte også med at det på bakgrunn av denne undersøkelsen ikke var nødvendig å overvåke pesticid-innholdet i kompost av hage- og parkavfall. I en gjennomgang av litteraturen om forekomst og nedbrytning av fant Büyüksönmez *et al.* (2000) at det generelt finnes få pesticider i kompost og at konsentrasjonene vanligvis er lave. Klorerte pesticider brytes vanligvis ned i minst grad i komposteringsprosessen. Pesticidene forsvinner i noen grad gjennom mineralisering av stoffene, men oftest bidrar nedbrytning til andre forbindelser, fordampning, adsorpsjonsprosesser og humifisering i større grad til at pesticidene forsvinner fra komposten.

13.5. Behov for videre forskning og utredning

Selv om det gjennomsnittlige innholdet av organiske forurensninger i norsk organisk avfall er relativt lavt, er det påvist at innholdet av bl.a. PAH, ftalater og spesielt NPE kan være høyere enn grenseverdier satt i andre land. Det er derfor grunn til å følge opp tidligere undersøkelser av innholdet av organiske forurensninger i norsk avløpslam.

I tillegg til å dokumentere innholdet i avløpslammet, er det nødvendig å bestemme nærmere stabilitet og nedbrytning for enkelte PAH-er, LAS og NPE i norsk jord. Det er sannsynlig at lave temperaturer og frost vil trolig redusere nedbrytningen av organiske forbindelser i jord i forhold til i de fleste andre land. Dette kan gi økt risiko for opptak gjennom planter.

I et fuktig og kaldt klima som det norske er det også grunn til å se nærmere på hvordan LAS og NPE mobiliseres fra avløpslam og jord til resipienter.

14. Eksponering og effekter av metaller fra organisk avfall

14.1. Bakgrunnsnivåer for metaller i jord

Det er flere faktorer som bestemmer og påvirker innholdet av metaller i jord. Geologisk opphavsmateriale, avsetningstype og utslipp fra gruver og industri er de fire viktigste faktorene. I tillegg vil atmosfærisk langtransport av forurensninger og bruk av gjødsel og våtorganisk avfall ha betydning. I de aller fleste områdene i Norge utgjør det geologiske opphavsmateriale det meste av metallene som finnes i jorda, mens bidragene fra andre menneskeskapte kilder i varierende grad kan øke konsentrasjonene i jord konsentrasjonene i jord over bakgrunnsnivået.

Det er ikke foretatt noen nasjonal kartlegging av tungmetaller i dyrket jord i Norge. Kunnskapen som finnes på dette området er derfor basert på undersøkelser fra ulike regioner. Den grundigste undersøkelsen ble utført av Esser (1996), hvor jordprøver fra Østlandet (Akershus, Buskerud, Hedmark, Oppland, Østfold og Vestfold), Agder og Rogaland, samt Sør- og Nord Trøndelag ble prøvetatt i to dybder: 0-5cm og >40cm. Prøver ble tatt både fra dyrket og udyrket jord i samme område og det ble tatt prøver av korn (havre) og hundegress (udyrt jord) dyrket på den samme jorda. Innholdet av syreløselige metaller og As i disse jordprøvene (tabell 37) viser at variasjonene innen ulike regioner og mellom regionene kan være store.

Tabell 37: Innhold av tungmetaller og As i norsk jord (Esser, 1996).

	Dybde (cm)	Middel	Median	Min	Max
Cd	0-5	0.22	0.14	0.025	1.8
	>40	0.14	0.067	0.017	2
Pb	0-5	23.9	21.4	3.5	77.7
	>40	19.6	18.8	4.7	49.2
Hg	0-5	0.047	0.045	0.005	0.12
	>40	0.025	0.019	0.005	0.15
Ni	0-5	21.1	15.6	0.7	85.6
	>40	26.7	17.1	0.51	113
Zn	0-5	63.9	54.9	7.3	356
	>40	51.9	50.9	8.9	164
Cu	0-5	19.2	15.6	1.7	87.1
	>40	21.8	15	2.8	210
Cr	0-5	27.1	20.6	1.4	92.2
	>40	28.4	18.9	1.3	92.6
As	0-5		2.3	0.89	14
	>40		2.4	0.81	17

Det gjennomsnittlige innholdet av Ni i norsk jord ligger nærmest opptil grenseverdien som er satt for å kunne tilføre avløpsslam (30 mg/kg) og der det metallet som hyppigst overskrider grenseverdien. Innholdet av Ni er spesielt høyt i områder hvor berggrunnen domineres av fyllitt, grønnstein, leirskifer, amfibolitt og av permiske eruptiver (Oslofeltet). I områdene rundt Trondheimsfjorden er for eksempel mye av jordbruksjorda påvirket av grønnstein og har et høyt innhold av Ni og Cr i forhold til andre tungmetaller. Det gjennomsnittlige innholdet av Ni jord i dette området ble vist å være 41 mg/kg, mens innholdet for Cr var 59 mg/kg (FiST, 1996) dvs. begge betydelig over det som antas å være et gjennomsnitt for norsk dyrket jord (tabell 37). Innholdet av Ni i disse områdene er også betydelig høyere enn grenseverdien på 30 mg/kg.

Innholdet av Cd er høyt i områder som er påvirket av alunskifer og innholdet i disse områdene går oftest over 1 mg/kg. Alunskiferen er en formasjon i den kambro-siluriske lagrekken i Norge. Den finnes særlig utbredt i det såkalte Oslofeltet, en landstripe som strekker seg fra Langesundsfjorden-Oslofjorden i syd til Mjøsa i nord. Også innholdet av Cu, Zn, Ni og As er relativt høyt i områder påvirket av alunskifer og ligger ofte over grenseverdiene som er satt for tilførsel av disse metallene til jord (Slamforskriften).

Tilførsel av tungmetaller fra lokal industri til dyrket jord kan også være betydelig i Norge. Dette er bl.a. vist i Odde (Låg, 1974), Kristiansand (Amundsen *et al.* 1995), byer i Østfold (Blom, 1986) og i Øst-Finnmark (Almås *et al.* 1998).

En geologisk inndeling av datamaterialet vist i tabell 37 (Esser, 1996) viser at nivåene av tungmetaller i felsiske og grovsedimentære bergarter (gneis, granitt, sparagmitt) er lavere enn i finsedimentære (for eksempel alunskifer og fyllitt) og mafiske (amfibolitt, gabbro, grønnstein) bergarter. Denne geologiske variasjonen er årsaken til at tungmetallnivåene i Agder og Rogaland er lavere enn for eksempel innholdet i sørøst-Norge. Inndeling av materialet i ulike avsetningstyper viser videre at prøver fra elveavsetninger har et lavere nivå av metaller enn prøver fra marine- og moreneavsetninger. Dett er tilfelle for alle tungmetallene som er vist i tabell . Forskjellene er minst for Cd. Sammenlignes marine avsetninger fra Østlandet og Trøndelag, er innholdet av Cd, Pb, Hg og Zn noe høyere på Østlandet, mens innholdet av Ni og Cr er høyere i Trøndelag. Dette er et generelt mønster som også bekreftes av andre undersøkelser (Låg, 1980).

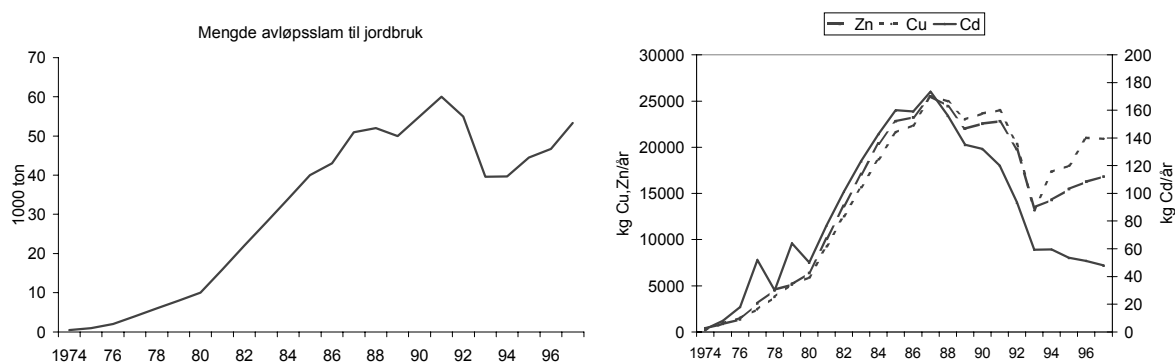
En sammenfatning av en del av de undersøkelser som er utført for å kartlegge tungmetallinnholdet i norsk dyrket jord er gitt i Amundsen (1995). For mer detaljerte beskrivelser av en del av dette datamaterialet henvises til Esser (1996) og Njåstad *et al.* (1994).

For en mer detaljert beskrivelse av innholdet av Cd i norsk dyrket jord henvises til Singh *et al.* (1999) og Amundsen *et al.* (2000a).

14.2. Tilførsel av metaller til jord

14.2.1. Tilførsel fra avløpsslam gjennom tid

Tilførselen av avløpsslam til norsk dyrket jord startet på slutten av 1970-tallet og økte jevnt fram til 1991-92 (figur 17). I løpet av de 2-3 neste årene avtok mengden, for deretter å øke igjen. I dag (2001) tilføres ca. 60 000 tonn slamtørrstoff til dyrket jord dvs. omtrent den mengden som ble tilført i 1991-92. Statistikken for tilførsel av avløpsslam fram til 1992 er noe usikker. Denne er basert på opplysninger om slamproduksjon ved Bekkelaget renseanlegg og VEAS som i alle år har vært de største produsentene av avløpsslam i Norge.

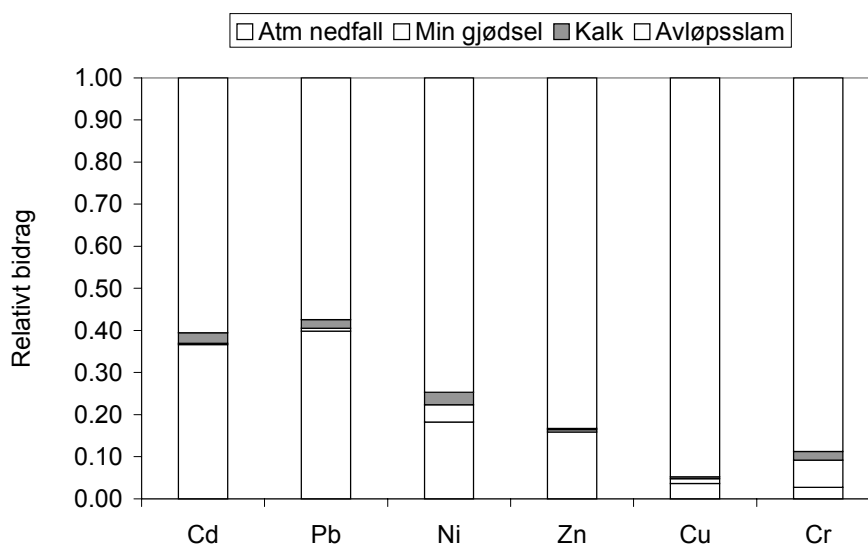


Figur 17: Mengde avløpsslam tilført jordbruken i perioden 1974-1997 (venstre) og mengde Zn, Cu og Cd tilført (kg) til jordbruksjord i den samme perioden (høyre).

Det som er viktig å legge merke til er at som følge av den sterke reduksjonen i innholdet av Cd i avløpsslam de siste 10 årene (se kapittel 6.10.1, tabell 18), har tilførselen av dette metallet avtatt langt sterkere enn for Zn og Cu. Det er positivt for bruken av organisk avfall i jord at innholdet av Cd (også Pb og Hg) er så lavt som mulig i forhold til mikronæringsstoffer som Zn og Cu.

14.2.2. Andre kilder

I jordbrukssystemet finnes flere kilder til tungmetaller: mineralgjødsel, husdyrgjødsel, kalk, atmosfærisk nedfall og enkelte plantevernmidler. Det relative bidraget fra avløpsslam og våtorganisk avfall til den totale tilførselen av metaller til dyrket jord er betydelig og utgjør den største kilden der hvor slikt avfall benyttes. Et eksempel på dette er vist i figur 18, hvor det relative bidraget fra avløpsslam, mineralgjødsel (Fullgjødsel 21-4-10), kalk og atmosfærisk nedfall (maksimalverdi for Sør-Norge) er beregnet dersom det tilføres 200 kg avløpsslam per daa og det gjødsles normalt (her: 52 kg Fullgjødsel 21-4-10).



Figur 18: Relativt bidrag til metaller i dyrket jord. Eksempelet er hentet fra (Amundsen og Grønlund, 1997). Den øverste delen av søylen er bidrag fra avløpsslam, den nederste fra atm.nedfall.

Avløpsslam bidrar med ca. 60% av tilført Cd og Pb, ca. 80% av tilført Ni og Zn og mer enn 90% av tilført Cu og Cr. I eksempelet er gjennomsnittlig innhold av metaller i avløpsslam for år 2000 benyttet (tabell 18). Tilsvarende data bør sammenstilles for andre typer organisk avfall.

Det er utført et relativt omfattende arbeide for å lage balanseberegninger for tungmetaller i norsk dyrket jord (Wu og Vigerust 1994; Amundsen og Grønlund, 1997; Amundsen og Grønlund, 1998). Tungmetallbalanser er laget både på regional skala (fylkesnivå), ved dyrking av enkelte jordbruksvekster og for ulike referansebruk. Disse beregningene er så langt basert på enkle massebalanse-betraktninger som er lite egnet til å vurdere metallbalansen over tid.

Dersom det i eksempelet over (figur 18) settes inn verdier for planteopptak og bortførsel via avrenning, kan enkle beregninger over metallbalansen i jord gjøres (tabell 38). Det er i dag fortsatt knyttet en del usikkerhet til hvor mye metall som årlig tas ut av et slikt jordbrukssystem. Avrenningen varierer mye både lokalt og regionalt og det samme gjøres

bortførselen med jordbruksvekstene. Tallene som er benyttet for bortførsel er derfor gjennomsnittsverdier beregnet utfra et relativt stort antall analyser.

Beregningene viser at det aller meste av metallene som tilføres forblir i jorda (70-90%). Den årlige akkumuleringen av størst Cu, Cd og Zn og minst for Pb, Ni og Cr (tabell 38). Akkumuleringen er regnet ut ifra en gjennomsnittlig konsentrasjon i jord som vist i tabell 37.

Dersom det antas at den samme overflatebalansen finnes hvert år (dvs. samme atmosfæriske nedfall, lik mengde gjødsel, samme avrenning og planteopptak) vil det ta fra 210 år (Cu) til 4400 år (Cr) å nå de grenseverdiene som er satt for tungmetaller i jord (tabell 38).

Dette er selvfølgelig bare teoretiske betraktninger. Selv om vi i dag har relativt god oversikt over tilførselskildene til metaller i dyrket jord, er det fremdeles en del usikkerhet knyttet til planteopptak og avrenning (erosjon og drenering) og hvordan disse prosessene bidrar til metallbalanse. Det er for eksempel usikkert i hvilken grad metallene som tilføres med organisk avfall til jord vil være tilgjengelige for plantene over tid. Mange mener at tilgjengeligheten vil øke ettersom det organiske materiale mineraliseres, men det finnes fortsatt ikke dokumentasjon for at dette vil skje. Samtidig vil innholdet av metaller i organisk avfall trolig avta og selv om det atmosfæriske nedfallet av metaller de siste årene ikke har avtatt i samme grad som i perioden 1980-1990, men det er sannsynlig at ettersom den økonomiske utviklingen i Øst-Europa skyter fart, vil det atmosfæriske nedfallet av metaller i Norge fortsatt reduseres i årene framover. Et annet poeng er selvfølgelig at ettersom konsentrasjonene i jord øker vil både avrenning og planteopptak øke.

Tabell 38: Tilførsel, bortførsel og overflatebalanse (20cm jord) ved dyrking av bygg i jord med gjennomsnittlig innhold av metaller. Tetthet jord: 1.5 (se tekst for forklaring). Enhet: mg/daa og år.

	Cd	Pb	Ni	Zn	Cu	Cr
Tilførsel						
• Atm nedfall	121	2858	707	12087	1851	154
• Min gjødsel	1	53	160	440	620	360
• Kalk	8	148	115	200	215	114
• Avløpsslam	200	4120	2900	63400	48800	4980
Sum tilførsel	330	7179	3882	76127	51486	5608
Bortførsel						
• Planteopptak	34	272	306	13390	4970	210
• Avrenning	17	377	793	6193	2420	436
Sum bortførsel	51	649	1099	19583	7390	646
Overflatebalanse	279	6530	2783	56544	44096	4962
% akkumulert av tilført metall	84	91	72	74	86	88
% årlig akkumulering i jord	0.42	0.09	0.04	0.29	0.77	0.06
(Innhold i jord, mg/kg TS)	0.22	23.9	21.1	63.9	19.2	27.1
Ant år før grenseverdi nås	839	1199	959	457	210	4407
Grenseverdi (mg/kg TS)	1	50	30	150	50	100

Poenget med disse beregningene er å vise at det foregår en langsom akkumuleringen av tungmetaller i jord ved tilførsel av avløpsslam i jord. Akkumuleringen vil være mindre for eksempel for kompostert husholdningsavfall som inneholder betydelig mindre tungmetaller.

Spørsmålet som stilles er: hvilken konsekvens kan denne akkumuleringen få?

Ser vi 100 år fram i tid, er det lite som tyder på at grenseverdiene som er etablert for metallene i jord nås i løpet av denne tiden. Sannsynligheten for effekter i jord som følge av de økte konsentrasjonene er dermed små, dersom grenseverdiene ansees som ”sikre” konsentrasjoner i jord. Økte konsentrasjoner av for eksempel Cd i mat er en annen sannsynlig konsekvens av økte jordkonsentrasjoner som det kanskje er mer betenkelig.

14.3. Overføring av metaller fra jord til endepunkt

Bakgrunnen for å etablere retningslinjer for å begrense innholdet av metaller i jord er å unngå eller begrense eksponeringen av metaller for jordlevende organismer, planter, dyr og mennesker. Dette kan i utgangspunktet synes å være en ”rett fram” oppgave, men det er minst tre faktorer som kompliserer dette: 1) organismene varierer i følsomhet for ulike metaller; 2) overføringsveiene for ulike metaller varierer; 3) jordegenskaper og egenskaper ved våtorganisk avfall og annen gjødsel, samt en rekke andre miljøfaktorer, påvirker i sterk grad biotilgjengeligheten (eksponeringen) ved enhver konsentrasjon av totalinnholdet i jord.

Regelverk som er etablert i dag i ulike land, er basert på tre ulike tilnærminger. Det svenske regelverket som er kanskje det strengeste i verden er basert på at tilførsel av metaller ikke må være større enn det som fjernes gjennom avrenning og planteopptak dvs. metaller skal ikke akkumuleres i jord. En slik tilnærming vil beskytte alle organismer i jord, også de mest følsomme. Denne tilnærmingen bygger på det faktum at tilførte metaller i jord kan ha en oppholdstid på hundrevis og for enkelte metaller tusenvis av år. Tilførselen av metaller er til jord er med andre ord irreversibel. Denne tilnærmingen er imidlertid ikke mulig eller ønskelig å gjennomføre fullt ut i de fleste land, fordi dette ville redusere muligheten for å utnytte ressursene i organisk avfall.

En annen tilnærming som brukes i de fleste europeiske land og USA, er å tillate at konsentrasjonene i jord øker over dagens nivå, men hindre at konsentrasjonene når nivåer som skader organismer som lever i jord og som nedsetter produksjonen i jordbruket. Denne tilnærmingen er ofte kalt ”effekt-basert regulering”. Med denne tilnærmingen er det mulig at de mest sensitive organismene ikke blir beskyttet. Så lenge tilførselen ikke skader den biologiske funksjonen i jorda og produksjonen i landbruket, er disse reguleringene effektive.

Det er imidlertid forskjeller i den europeiske og amerikanske tenkemåten når det gjelder å definere effekter. Den europeiske tilnærmingen er sterkt knyttet til observerte effekter av metaller (gjennom laboratorie- og feltforsøk), mens den amerikanske tilnærmingen er basert på en detaljert modellering basert på overføringsveier for ulike metaller. Det amerikanske systemet er basert på modellering av overføring av metaller i de overføringsveiene som er definert tidligere (tabell 1) og hvor grenseverdien som settes skal beskytte den mest følsomme organismen i de ulike overføringsveiene. Resultatet av denne modelleringen er gitt i tabell 39.

Tabell 39: Oversikt over eksponeringsveier som er bestemmende for grenseverdien for ulike metaller, As og Se i USA.

	Eksponeringsvei som bestemmer grenseverdien
Arsen	Barn som spiser slamtilført jord
Kadmium	Barn som spiser slamtilført jord
Krom	Giftighet for planter
Kobber	Giftighet for planter
Bly	Barn som spiser slamtilført jord
Kvikksølv	Barn som spiser slamtilført jord
Molybden	Dyr som beiter på planter som er dyrket på slamtilført jord
Nikkel	Giftighet for planter
Selen	Barn som spiser slamtilført jord
Sink	Giftighet for planter

Grenseverdiene som er satt i USA er de mest liberale i verden og tillater en sterk økning (10-100) av innholdet av tungmetaller som Cr, Cd, Cu, Pb, Hg, Ni og Zn i jord. Disse grenseverdiene er imidlertid sterkt kritisert fordi de er basert på et sviktende datagrunnlag når det gjelder effekter av metaller på mikroorganismer og jordlevende dyr (McGrath *et al.* 1994; McBride, 1995). Det at mennesket er det mest følsomme endepunktet for de fleste metaller etter tilførsel av avløpslam til jord illustrerer dette (tabell 39).

En nærmere gjennomgang av det vitenskapelige grunnlaget for de grenseverdiene som finnes for metaller i avløpslam er gitt i Amundsen og Linjordet (1998).

De europeiske grenseverdiene for tungmetaller i avløpslam er basert på effekter på mikroorganismer i jord, planter og på inntak av metaller i mennesker. Når det gjelder mikroorganismer i jord er det først og fremst Zn og Cu som er vist å være giftige for jordlevende organismer og disse metallene er nesten alltid mer giftig enn Ni (Juma og Tabatabai, 1977; Tabatabai, 1977; Doelman og Haanstra, 1986; Doelman og Haanstra, 1989). Sink, Cu og Ni er vurdert å være de mest giftige metallene for planter. For Cu, Ni og Zn vil toksiske effekter i planter oppstå før plantene blir farlige å spise for mennesker og dyr og opptak av disse metallene kan medføre konsentrasjoner i planter som kan gi toksiske effekter (Chaney og Oliver, 1996). Den største bekymringen ved tilførsel av Cd via organisk avfall til jord er akkumulering av Cd i jord, økt opptak i planter med påfølgende økt inntak i mennesker og dyr.

I de følgende kapitlene vil det på denne bakgrunn fokuseres på metallene Cd, Zn, Cu og Ni, samt As og endepunktene planter og mikroorganismer i jord.

14.4. Opptak i planter

14.4.1. Kadmium, sink, kobber og nikkel

Norske undersøkelser

Det er relativt store forskjeller i hvordan metaller og sporelementer oppfører seg i jord-plante systemet. En del metaller og halv-metaller overføres relativt lett til spiselige deler av plantene fordi de i liten grad danner komplekser. Dette gjelder for eksempel Cd, Zn, Mn, Mo, Se og B. Andre metaller som Cu, Ni og Co danner lettere komplekser etter opptak i røttene. Dette fører for eksempel til at en mindre del av Cu overføres til spiselige delene av plantene enn for Zn.

Andre metaller bindes sterkt til jord eller overføres i liten grad fra planterøtter til spiselige deler av plantene (Pb, Hg, Cr³⁺, Ag, Sn etc) (Banuelos og Ajwa, 1999).

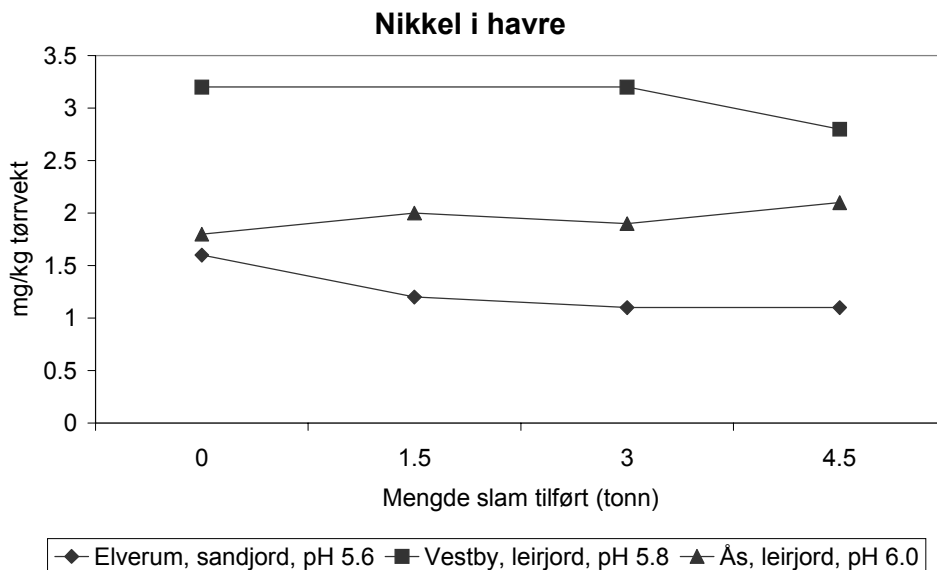
Vigerust og Selmer-Olsen (1985) har gjennomført dyrkingsforsøk med avløpsslam som bekrefter dette generelle bildet. To typer forsøk ble gjennomført: 1) Dyrkingsforsøk fra ulike deler av landet hvor ulike slammengder (0-12 tonn/daa dvs. opptil 6 ganger mer slam enn det som er tillatt i dag) fra ulike renseanlegg ble tilført jord med påfølgende dyrking av matvekster og gras. 2) Vekstforsøk hvor en rekke vekster ble dyrket i A) jord uten slam (ren matjord); B) 10cm avløpsslam blandet i jord til 20 cm; c) 40 cm slam (kun avløpsslam). Alle forsøkene ble utført i perioden 1979-1981.

Hensikten med forsøkene var å studere

1. innholdet av tungmetallene Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn i mat- og fôrvekster etter tilførsel av ulike mengder avløpsslam
2. økningen av metallinnhold i matvekster etter slamtilførsel
3. metallinnhold i ulike plantedeler etter tilførsel av avløpsslam

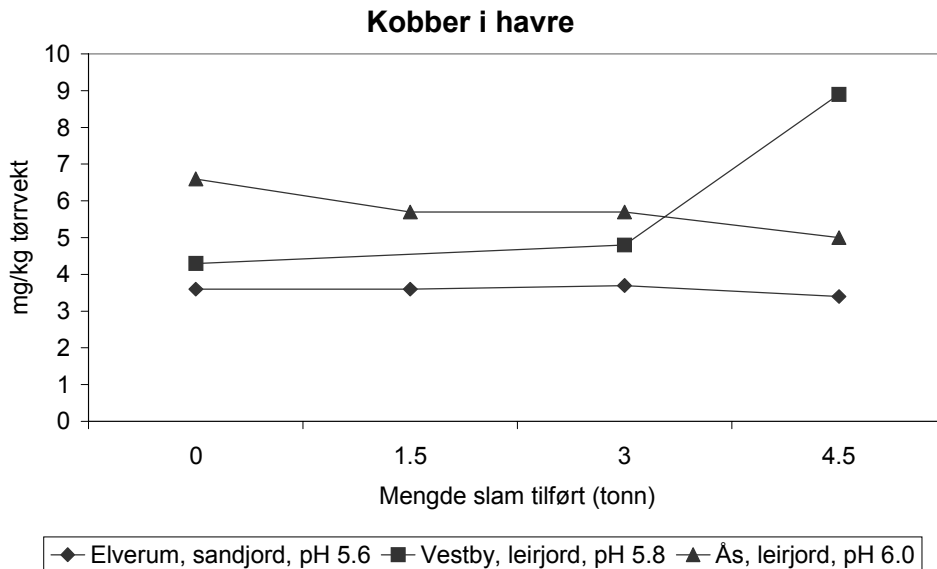
Datamaterialet fra disse forsøkene er delvis bearbeidet i Vigerust og Selmer-Olsen (1985). Her skal bare noen enkeltresultater vises for å illustrere en del av konklusjonene fra arbeidet.

I feltforsøkene som ble utført med ulike mengder og typer avløpsslam, ble det ikke alltid observert en økning i innholdet av bl.a. Ni, Cu og Zn. Innholdet av Ni i havre er høyest i leirjord fra Vestby (Akershus) hvor pH er 5.8, mens innholdet av Ni i havre dyrket på sandjord fra Elverum hvor pH var 5.6, er betydelig lavere (figur 19). Det er bare i leirjord fra Ås at innholdet av Ni synes å øke med økende mengde avløpsslam i jorda.



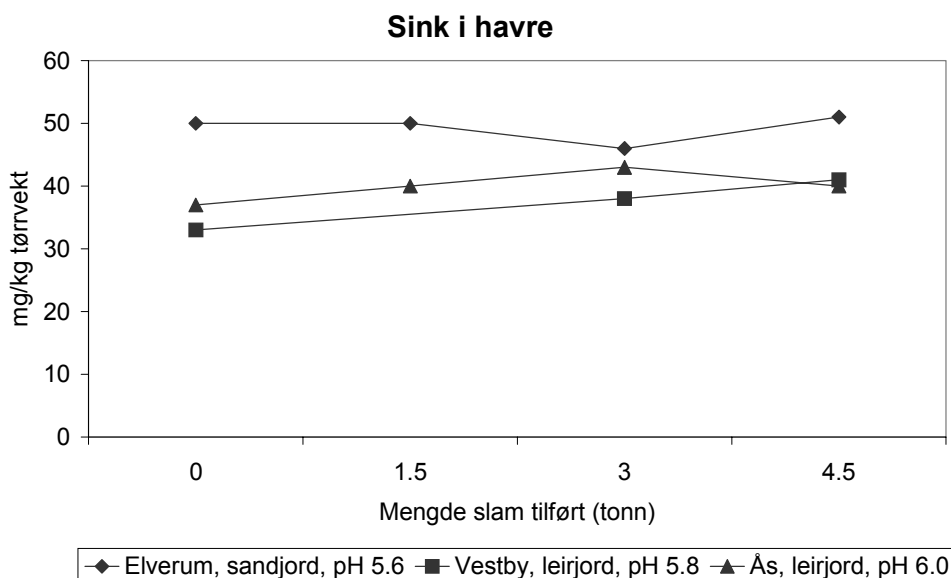
Figur 19: Innhold av Ni i havre dyrket på ulike jordtyper tilført ulike mengder avløpsslam (data fra Vigerust og Selmer-Olsen 1985)

Kobber i havre i de samme forsøkene (figur 20) viser den samme rekkefølgen når det gjelder innhold. Innholdet av Cu fordobles imidlertid ved tilførsel av 4.5 tonn avløpsslam/daa i forhold til tilførsel av 3 tonn/daa i leirjord fra Vestby (figur 20), mens innholdet av Cu synes å reduseres i leirjorda med pH 6.



Figur 20: Innhold av Cu i havre dyrket på ulike jordtyper tilført ulike mengder avløpslam (data fra Vigerust og Selmer-Olsen 1985)

Innholdet av Zn er høyest i havre dyrket på jord fra Elverum (sandjord, pH 5.6), mens innholdet av Zn er lavest i jord fra Vestby (leirjord, pH 6.0). Økt slamtilførsel synes å øke innholdet av Zn i leirjorda, men har mindre effekt på innholdet i sandjorda (figur 21).



Figur 21: Innhold av Zn i havre dyrket på ulike jordtyper tilført ulike mengder avløpslam (data fra Vigerust og Selmer-Olsen 1985)

Det er ikke rett fram å tolke resultatene fra forsøkene som ble utført. Innholdet av metaller i jorda i de ulike forsøkene er ikke rapportert, heller ikke innholdet av leire, organisk materiale og pH. Dette er alle faktorer som er vist å stor betydning for tilgjengelighet og opptak av metaller i jord. Endring i pH som følge av slamtilførsel er heller ikke rapportert. Resultatene viser imidlertid at opptaket av de ulike metallene varierer mellom jordtypene.

Eksemplene vist over er et utvalg av de undersøkelsene som er referert i Vigerust og Selmer-Olsen (1985). En oppsummering av alle vekstforsøkene som ble utført viser at slamtilførsel øker konsentrasjonene i jordbruksvekster (korn, eng, raps) i rekkefølgen Zn>Ni>Cu>Mn>Fe>Pb>Cd (tabell 40). I en litteraturgjennomgang av undersøkelser hvor avløpsslam er brukt til dyrking av ulike jordbruksvekster (Vigerust og Selmer-Olsen, 1986) var konklusjonen at opptaket av metaller økte i rekkefølge Zn>Cd>Ni>Cu>Pb=Hg=Cr. Opptaket av Cd etter slamtilførsel var med andre ord betydelig lavere i forhold til opptaket av Zn og Ni enn det som er funnet i undersøkelser fra andre land. En årsak til dette kan være at innholdet av organisk materiale i norsk jord er noe høyere enn i mange andre land, samt at konsentrasjonen i avløpsslam er og var lavere.

Tabell 40: Relativ økning i innhold av metaller i jordbruksvekster med økende slamtilførsel. Ref - innholdet i jord som ikke er tilført avløpsslam (referanse) (fra Vigerust og Selmer-Olsen 1985).

	Ref	1.5t	3.0t	4.5t	6.0t	12t
Cd	100	65 (3)	91 (6)	93 (14)	108 (7)	112 (10)
Pb	100	97 (2)	93 (3)	99 (2)	104 (1)	
Zn	100	109 (4)	131 (11)	141 (18)	166 (8)	208 (12)
Ni	100	89 (4)	111 (11)	99 (16)	145 (8)	154 (11)
Cu	100	92 (4)	119 (11)	130 (18)	128 (8)	134 (12)
Mn	100	100 (3)	102 (5)	112 (12)	120 (4)	124 (7)
Fe	100	101 (2)	130 (3)	105 (8)	110 (1)	96 (2)

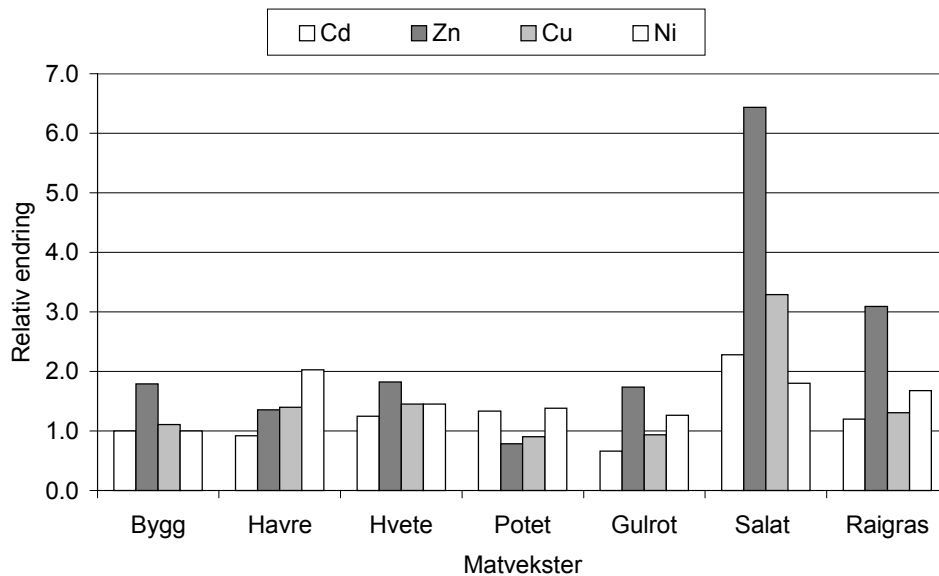
I vekstforsøkene som ble utført på en jordtype og med en slamtype (Vigerust og Selmer-Olsen, 1985), ble en rekke matvekster dyrket: bygg, havre, hvete, vårraps, formargkål, timotei, rødsvingel, engrapp, kvein, raigras, hvitkløver, rødkløver, kålrot, salat, gulrot, bønner og potet.

Jorda som ble brukt i forsøkene var en leirjord med et moldinnhold på 8 prosent. Innholdet av tungmetaller lå innenfor ”normalen” for norsk dyrket jord (se tabell 41). Avløpsslammet hadde imidlertid et høyt innhold av Cd (5.5 mg/kg TS), men et mer normalt innhold av Zn, Cu og Ni (tabell 41).

Tabell 41: Innhold av tungmetaller i matjord og slamtilført jord i forsøk med ulike matvekster.

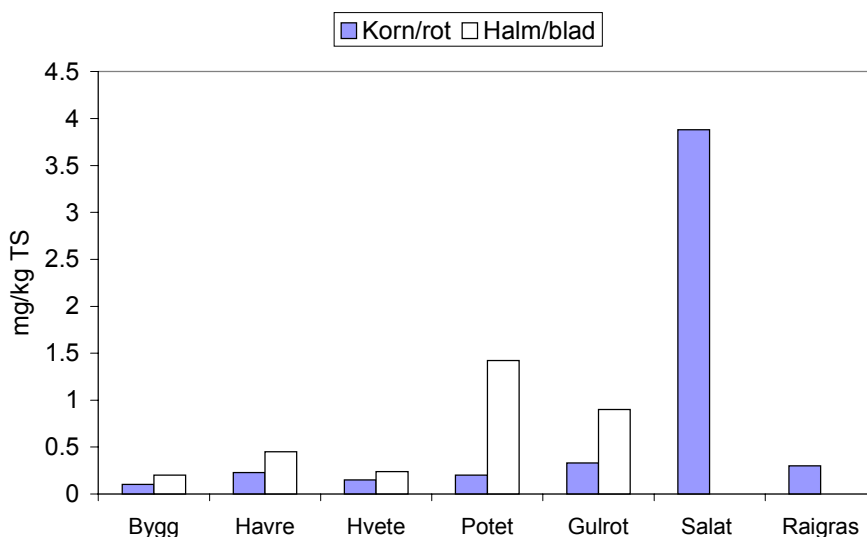
	Cd	Zn	Cu	Ni
Matjord	0.78	83	16	29
Avløpsslam	5.5	516	492	42
Matjord + avløpsslam (10cm)	2.48	383	238	43

Etter tilførsel av 10 cm avløpsslam, som er langt mer avløpsslam enn det som ifølge slamforskriften er lov å benytte i dag, øker innholdet av tungmetaller i vekstene. De ulike vekstene responderer imidlertid ulikt på metalloptak (figur 22). Også i disse forsøkene øker innholdet av Cd mindre enn for de andre metallene, mens innholdet av Zn øker mest etter slamtilførsel. Innholdet av metaller øker generelt mindre i korn og poteter enn i salat og raigras.



Figur 22: Relativ endring av Cd, Zn, Cu og Ni i ulike matvekster etter innblanding av 10cm avløpsslam i jord. Relativ økning = innhold i vekst etter slamtilførsel/innhold i vekst etter dyrking uten slam.

Forsøkene viser også at viktige matvekster som korn (hvete), potet og gulrot tar opp relativt lite metall i de spiselige delene av plantene. Innholdet av de fleste metallene er større i strå (for korn) og ris (for potet og gulrot) (figur 23). Innholdet av metaller er oftest høyere i de delene av vekstene som ikke brukes til mat.



Figur 23: Innhold av Cd i ulike plantedeler. Plantene er dyrket i matjord tilsatt 10 cm avløpsslam.

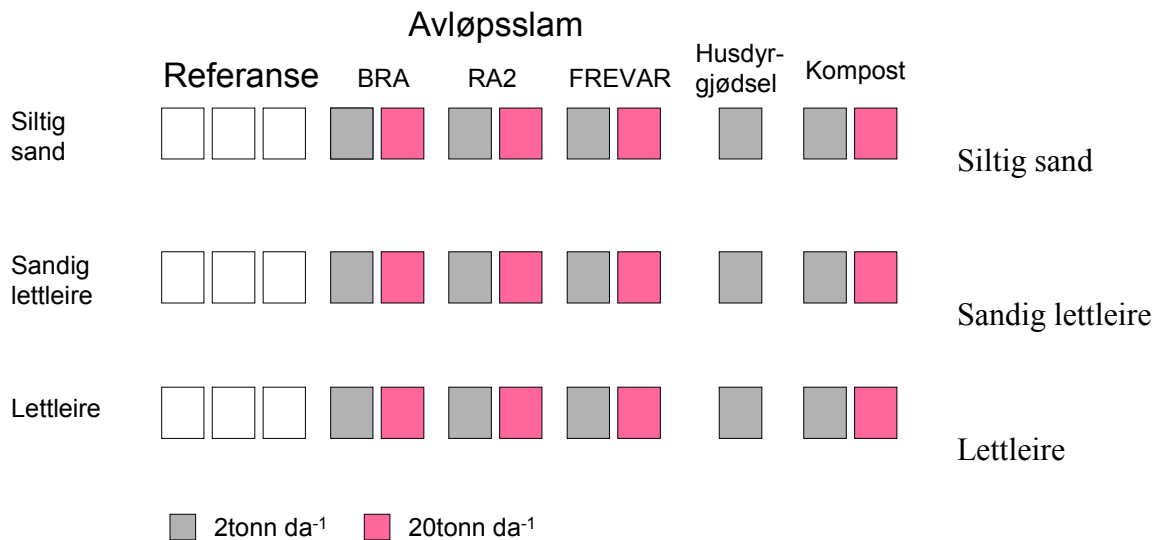
Dataene til Vigerust og Selmer-Olsen (1985) er nyttige i vurderinger av hvilke mengder metaller som fjernes fra jorda (korn, rotknoller) og hvilke mengder som pløyes tilbake i jorda (halm, ris fra gulrøtter, poteter etc).

Resultatene fra vekstforsøkene utført av Vigerust og Selmer-Olsen (1985) og litteraturgjennomgangen om opptak av metaller i planter etter slamtilførsel, viser at metallene Hg, Pb og Cr i liten grad tas opp i planter og det er lite sannsynlig at disse metallene kan nå nivåer som gir plantetoksiske effekter i jord (McLaughlin *et al.* 1996).

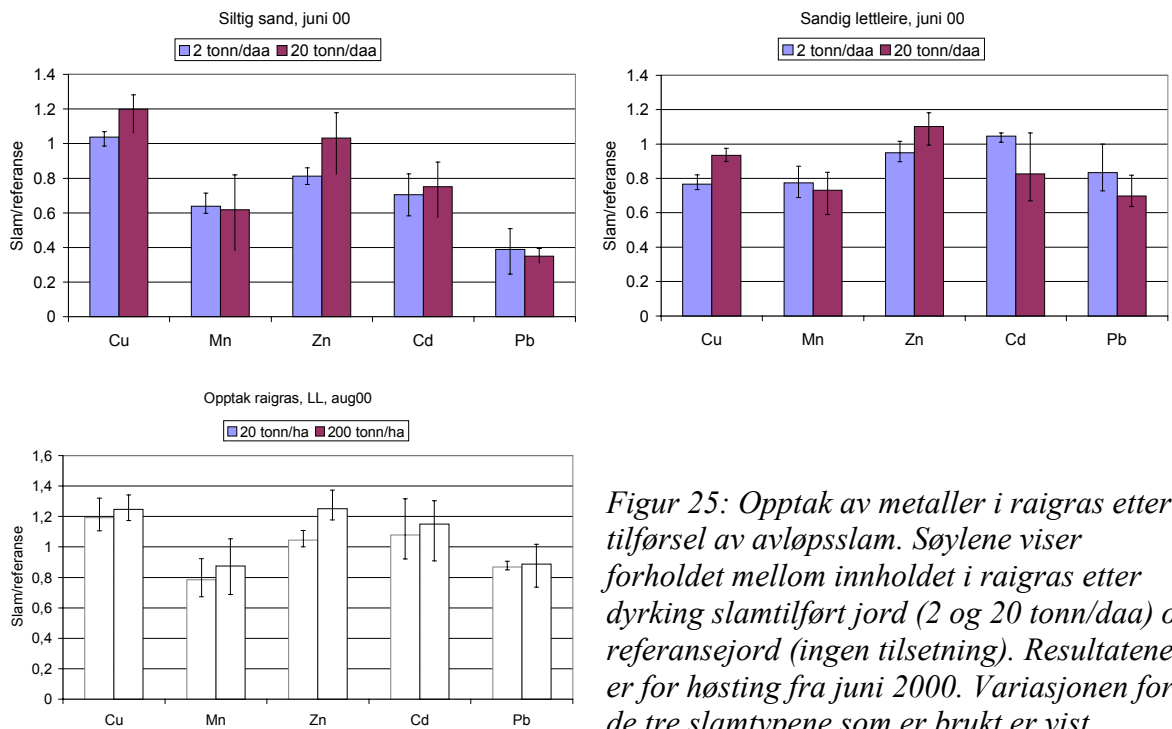
Nytteverdien av forsøkene som ble utført av Vigerust og Selmer-Olsen (1985) kunne vært større dersom undersøkelsene var satt mer i system. Dette innebærer for eksempel en bedre kjennskap til jordegenskaper som innhold av metaller, tekstur, organisk materiale og pH, samt til en bedre karakterisering og inndeling av slamtypene som ble brukt. Spesielt for Cd, som er et viktig metall med tanke på menneskelig eksponering via matvekster hadde en mer systematisk gjennomføring vært nyttig.

I et strategiske instituttprogram ("SIP-avløpsslam") som nå er under avslutning ved Jordforsk (1997-2001), er effekten av ulike typer organisk avfall i jord studert. I dette forsøket er avløpsslam fra tre renseanlegg (RA-2, Bekkelaget og FREVAR) tilført tre ulike jordtyper (letteire, sandig lettleire og siltig sand) i to mengder; 2 tonn og 20 tonn/daa. Dette er doser tilsvarende maksimal mengde pr. 10 år (ifølge Slamforskriften) og 10 ganger denne dosen dvs. tilførsel gjennom 100 år med dagens begrensninger. I tillegg er husdyrgjødsel og kompostert husholdningsavfall (kompost) tilført de samme jordtypene (figur 19). Kassene med avløpsslam (ca. 25 kg jord) ble etablert høsten 1996 mens kassene med husdyrgjødsel og kompost ble etablert våren 1999. I tillegg til de forsøksleddene som er vist (figur 24), er det også etablert kasser hvor metallene Cd, Zn og Cu er tilført som salter i mengder tilsvarende 2, 20 og 200 ganger den øverste mengden metall som er tillatt tilført gjennom organisk avfall.

Dyrking av raigras i disse kassene (1998, 2000 og 2001) viser at det er betydelige variasjoner i innholdet av metaller mellom forskjellige år og innen hvert enkelt år. Sammenlignes innholdet av metaller i slamtilført jord med innholdet i raigras dyrket i referansekassene, sees at forskjellene mellom 2 tonn og 20 tonn ikke er store (figur 25) og i mange tilfeller vil de ikke være signifikante. Det er verdt å legge merke til at opptaket av Cu etter slamtilførsel øker i nesten like stor grad som Zn og like mye som Cd. I siltig sandjord som har et svært lavt innhold av Cu (7 mg/kg) øker innholdet av Cu i raigras relativt mer enn for Zn (figur 25). Sees de tre jordtypene under ett er det generelle bildet at opptaket i slamtilført jord er lavere enn i referansekassene (verdier <1). Dette er tydeligst i siltig sandjord og sandig lettleire og mindre tydelig i lettleira. Dette skyldes trolig store variasjoner i opptaket av metaller i de tre referansekassene som er etablert (figur 24).



Figur 24: Forsøksoppsett for undersøkelser av effekter i jord av tilførsel av ulike mengder og typer organisk avfall.



Figur 25: Opptak av metaller i raigras etter tilførsel av avløpsslam. Søylen viser forholdet mellom innholdet i raigras etter dyrking slamtilført jord (2 og 20 tonn/daa) og referansejord (ingen tilsetning). Resultatene er for høsting fra juni 2000. Variasjonen for de tre slamtypene som er brukt er vist.

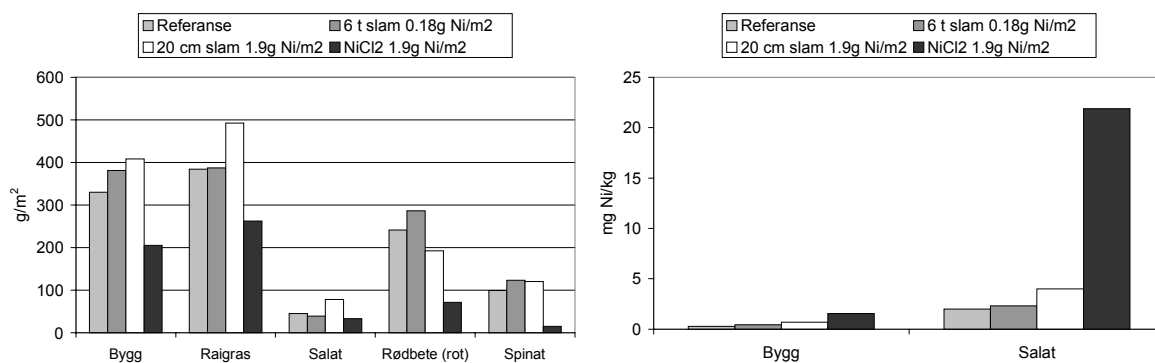
Forsøket er interessant fordi det realistiske mengder og tilstandsformer av metaller er tilført dvs. de finnes i det organiske avfallet slik dette er når det tilføres jord. Det er også interessant fordi de tre jordtypene har forskjellig bindingskapasitet og innhold av tungmetaller dvs. bakgrunnskonsentrasjonene av tungmetaller er forskjellig. Samtidig gir forsøksleddene med metalltilsetninger mulighet for å studere effekter ved svært høye tilsetninger av metaller, tilsetninger som er sammenlignbare med mange forsøk fra litteraturen.

Alle resultater fra instituttprogrammet vil bli rapportert og publisert i løpet av 2002.

14.4.2. Betydning av biotilgjengelighet

Mye av undersøkelsene som er gjort for å lage grenseverdier for disse metallene i jord er basert på undersøkelser hvor metallsalter eller næringsløsninger brukes og hvor metallene sjelden er tilsatt gjennom bruk av metallkontaminert organisk avfall eller ved bruk av organisk avfall med et høyt "naturlig" innhold av metaller. I de aller fleste forsøk hvor metallsalter er brukt er i forsøk hvor metallsalter brukes i disse forsøkene er imidlertid metallnivåene langt over det som normalt tilføres jord via slikt avfall. For eksempel observert (Berti og Jacobs, 1996) sterk giftighet for pga. Zn og/eller Ni for bl.a. mais og soyabønner som følge av tilførsel av 210 kg Ni/daa og 1130 kg Zn/daa. De maksimalt tillatte tilførselene av disse metallene i Norge er hhv. 0.1 og 1.3 kg/daa pr. 10 år! (Hyun *et al.* 1998) viste i et feltforsøk fra California at kumulative tilsetninger av 137 kg Cu/daa, 1023 kg Zn/daa og 72 kg Ni/daa ikke medførte vekstreduksjoner for bl.a. salat, reddiker og gulrot. pH i denne jorda var 6.0 og kationbyttekapasiteten (CEC) lik 82 mmol_c/kg jord. Ifølge (McLaughlin *et al.* 2000) er dette en jordtype hvor effekter av slike tilsetninger skulle forventes. Disse to eksemplene illustrerer at det er store forskjeller i hvordan ulike vekster responderer på metaller i jord og at tilgjengeligheten av i jord metaller varierer mye.

Dette er også illustrert gjennom vekstforsøk hvor opptak av Ni i planter og avlingsmengde etter tilførsel av NiCl₂ og avløpslam ble studert av (Vigerust *et al.* 1984, 1986) (figur 26). Tilførsel av avløpslam tilsvarende 6 t/daa og 20 cm slam til jord øker stort sett avlingene av alle vekstene. Tilførsel av samme mengde Ni som NiCl₂ som gjennom tilførsel av 20 cm avløpslam gir en betydelig reduksjon i avling. Opptaket av Ni i bygg og salat er også langt større ved tilførsel som NiCl₂ enn via avløpslam (figur 26).



Figur 26: Avling (venstre) og opptak av Ni i ulike vekster dyrket på jord tilsatt 6t slam/daa, 20 cm slam og jord tilsatt nikkel.

Selv om Ni først og fremst er interessant i forbindelse med plantetoksisitet, er opptak av Ni i matvekster en aktuell problemstilling i forbindelse med nikkelbettinget allergi da Ni som kjent kan forårsake kontakteksem. Det er grunn til å undersøke nærmere om tilførsel av avløpslam til jord med et høyt naturlig innhold av Ni vil føre til at Ni som finnes i jorda vil bli mer tilgjengelig etter tilførsel av våtorganisk avfall. Dette er spesielt aktuelt i områder rundt Trondheim hvor slamforskriften i dag setter store begrensninger i bruken av organisk avfall på jord.

Ved gjennomgang av litteraturen om fytotoksisitet av metaller tilført gjennom våtorganisk avfall fant (Smith, 1996) at giftvirkninger kun var påvist gjennom forsøk i drivhus og eller i feltforsøk hvor store mengder metall-kontaminert avfall var tilført eller når jorda var sur ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} < 5.5$). I slike undersøkelser vil den fytotoksiske effekten forverres og konservative estimater for fytotoksiske grenseverdier settes. Tilgjengeligheten av metaller tilsatt gjennom metallsalter er betydelig større enn ved tilsetning gjennom våtorganisk avfall og bruk av metallsalter er derfor kritisert (Chaney *et al.* 1987; Sommers *et al.* 1987). Viktige spørsmål i

debatten om bruk av metallsalter eller bruk av store mengder metall-kontaminert avløps slam er om salter som tilføres blir mindre tilgjengelige med tiden eller om metaller som tilføres med våtorganisk avfall blir mer tilgjengelig med tiden som følge av nedbrytning av organisk materiale (McBride, 1995; Chang *et al.* 1997).

Eksemplene vist ovenfor illustrerer at det er mange faktorer som virker inn når effekter på plantevekst (for eksempel redusert avling) og opptak i planter skal vurderes. Jordegenskaper, tilstandsformen til metallene som tilsettes og følsomheten til plantene som dyrkes ovenfor de aktuelle metallene er sentrale faktorer i dette bildet. Undersøkelser viser at det må tilsettes relativt store mengder metaller for å oppnå plantetoksiske effekter, mengder som er langt høyere enn det som vil bli tilført gjennom organisk avfall. Dette tilsier at det i første rekke er økt opptak av metaller i planter som er av interesse: kan vi akseptere et økt opptak av metaller i mat- og fôrvekster?

14.5. Eksponering og effekter på mennesker

Økte konsentrasjoner av metaller i matvekster er en sannsynlig konsekvens av økte konsentrasjoner av metaller i jord. Som nevnt har vi relativt dårlig oversikt over sammenhengen mellom totalkonsentrasjoner av metaller og tilgjengelige fraksjoner i jord for ulike matvekster. For Cd er det gjort noe arbeid for å beregne framtidig menneskelig eksponering for metallet som følge av økte jordkonsentrasjoner (Amundsen *et al.* 2000). Nøyaktigheten av dette arbeidet er noe redusert som følge av manglende norske data når det gjelder sammenhengen mellom innholdet i jord og innholdet i matvekster og det er derfor benyttet data fra andre nordiske og europeiske land.

Beregningene i dette arbeidet viste at en økning av konsentrasjonene i jord hvor det dyrkes korn (mathvete), poteter og gulrot på ca. 30% medførte en økning av det daglige inntaket av Cd med nærmere 70%. Det daglige inntaket av Cd for mennesker i Norge økte mao. fra ca. 10 (noe lavt beregnet) til 17 µg/dag, et inntak som fortsatt er betydelig lavere enn grensen på 70µg/dag som er satt av WHO. Det foregår imidlertid en debatt i medisinske miljøer om hvorvidt denne grensen faktisk er trygg og mange mener at grensen burde vært 30µg/dag (se for øvrig Amundsen *et al.* (2000)).

Internasjonale undersøkelser

Grenseverdien for Cd i EU er satt på bakgrunn av bl.a. beregninger av daglig inntak av metallet. Beregningene er utført på bakgrunn av dyrkingsforsøk av de mest spiste korn- og grønnsakssortene (hvete, poteter og kål), sensitive arter som salat og rødbeter, samt raigras. Dyrkingsforsøkene ble utført på de mest vanlige jordtypene i UK (sandig lettleire, leire og kalkholdig lettleire) (Carlton-Smith, 1987). Både sandig lettleire og leire er relativt vanlige norske jordtyper. Vekstene som ble dyrket er også vanlige i Norge slik at disse forsøkene må kunne antas å være representative også for norske forhold.

Det daglige inntaket av Cd i mennesker ble på bakgrunn av disse dataene beregnet til 16.2µg dag⁻¹ for en gjennomsnittlig forbruker. Brød og kornprodukter utgjør det største inntaket av Cd fra dyrket mat (37%) og poteter den nest største (27%). I modellen som ble brukt for å predikere inntaket av Cd via mat som er dyrket på slamtilført jord ble det antatt at personer får all mat, unntatt brød og kornprodukter, fra områder som inneholder 3 mg Cd/kg jord (øverste grense i UK og EU). For brød og kornprodukter ble det antatt at 2% av inntaket av disse kornproduktene kommer fra områder med Cd-konsentrasjoner i jorda på 3 mg/kg da dette tilsvarer den andelen av jordbruksarealene i UK som tilføres avløps slam. Undersøkelsene referert av Carlton-Smith (1987) viste også at det var store forskjeller i det daglige inntaket av Cd avhengig av hvilken jord maten ble dyrket på. I beregningene hvor innholdet i alle tre

jordtypene ble satt til 3 mg/kg, varierte det estimerte daglige inntaket av Cd fra 20 til 52 µg. Dette illustrerer at tilgjengeligheten av Cd varierer betydelig mellom jordtyper.

Det gjennomsnittlige daglige inntaket av Cd i Norge ligger trolig i området 12-15 µg dag⁻¹ (upubl. data; H.M. Meltzer, Statens institutt for folkehelse) hvor korn- og kornprodukter er antatt å utgjøre ca. 58% og poteter ca. 15% (Singh *et al.* 1999). Disse tallene skiller seg fra dataene som er brukt i UK i og med at kornprodukter synes å spille en større rolle for Cd-inntaket i mennesker i Norge.

Det er ikke gjennomført tilsvarende undersøkelser som den referert av Carlton-Smith (1997) i Norge. For enkelte jordtyper som for eksempel jord påvirket av alunskifer kjenner vi imidlertid godt til sammenhengen mellom innholdet i jord og opptaket i matvekster (Singh *et al.* 1995; Mellum *et al.* 1998) og hvordan for eksempel organisk materiale og pH påvirker dette opptaket (He og Singh, 1993; Guttormsen *et al.* 1995; Singh og Myhr, 1998; Narwal og Singh, 1998). Mer systematiske undersøkelser av sammenhengen mellom bakgrunnsnivåer i norsk jord, opptak i ulike matvekster og inntaket i mennesker og dyr bør gjennomføres i Norge.

14.6. Effekter på mikroorganismer i jord

Da det i 1970-åene ble iverksatt en rekke tiltak for å redusere tilførslene av tungmetaller til dyrket jord ble det først og fremst fokusert på å hindre negative effekter på avlinger og beitedyr, og for å beskytte mennesker mot økt inntak av metaller via matvekster. I løpet av de neste 20 årene ble man mer og mer opptatt av betydningen mikroorganismer og jordlevende dyr har for jordas produktivitet og fruktbarhet og en rekke undersøkelser ble utført. Mange av de resultatene som ble presentert indikerte at det var en viss risiko for negative konsekvenser av mikroorganismer i jord ved de grenseverdiene som var satt.

Livet i jorda representerer et ytterst komplisert system som bare i liten grad er kartlagt og beskrevet. Detaljert kunnskap om alle komponentene i jordøkosystemet finne ikke. De viktigste mikroorganismene i jord er bakterier, aktinomyceiter (en gruppe bakterier som ofte kalles "strålesopp"), blågrønne bakterier (cyanobakterier), sopp, alger og protozoer. Disse gruppene har ulike næringskrav og det er først og fremst sopp og bakterier som bryter ned det våtorganiske materialet slik at næringsstoffer frigjøres. Det er på denne bakgrunn antatt at bakterier og sopp er blant de viktigste mikroorganismene i jord på grunn av den betydningen disse har for næringsstoffomsetningen i jord.

Giller *et al.* (1998) har gjennomført en omfattende oppsummering av toksisiteten til tungmetaller overfor mikroorganismer og mikrobielle prosesser i jordbruksjord. I gjennomgangen fokuserer de i hovedsak på effekter på mikrobiell biomasse og hvordan omsetningen av C-substrater endres (dvs. substratindusert mikrobiell biomasse) og på metalltoksisitet overfor symbiotisk nitrogenfiksering. Studier av mikrobiell biomasse gir et mål på fysiologiske endringer, mens endringer i symbiotisk nitrogenfiksering gir en indikasjon på strukturen i den mikrobielle populasjonen og mikrobiell diversitet. Effekter på karbon- og nitrogenmineralisering, mycorrhiza (sopprot) og på enzymsystemer er mindre vektlagt.

I gjennomgangen bruker Giller *et al.* (1998) først og fremst data som er etablert gjennom tre langtidsforsøk med avløpsslam til jord: 1) "The Market Garden experiment ved Woburn, UK" hvor avløpsslam var tilført i perioden 1942-1961; 2) Ultuna i Sverige hvor avløpsslam er blitt tilført hvert annen år siden 1956; 3) Braunschweig i Tyskland hvor rent og kontaminert avløpsslam er tilført mellom 1980 og 1990. I forsøkene i Woburn og Ultuna er referansejorda tilført husdyrgjødsel i de samme periodene. En mer detaljert beskrivelse av disse feltforsøkene er gitt i (McGrath *et al.* 1995).

En oppsummering av disse resultatene (tabell 42) viser at konsentrasjonene i jord hvor det er observert negative effekter på nitrogenfiksering og mikrobiell biomasse er relativt lave, spesielt for Ni og Cu.

Tabell 42: Minimumskonsentrasjoner (mg/kg jord) av metaller i jord hvor biologiske prosesser er påvirket (tabell tatt fra (McLaughlin et al. 2000): originale data finnes i McGrath et al. 1995).

Lokalitet	Ni	Cu	Zn
	Rhizobium leguminosarum biovar. Trifolii		
Woburn, UK	22	70	180
Gleadthorpe, UK		150	281
Braunschweig 1, Tyskland	15	48	200
Braunschweig 2, Tyskland	11	27	130
	Mikrobiell biomasse		
Woburn, UK	22	70	180
Luddington, UK		150	281
Lee Valley, UK		384	857
Ultuna, Sverige	35	125	230
Braunschweig 1, Tyskland	23	102	360
Braunschweig 2, Tyskland	24	111	386

Poenget med å vise disse resultatene fra flere viktige langtidsforsøk, er at de effektkonsentrasjonene varierer betydelig, spesielt for Cu og Ni. Ingen av feltforsøkene er like dvs. de er anlagt på forskjellige jordtyper, forskjellige mengder og typer avløpsslam er tilført og doseringene over tid er forskjellig. En annen viktig faktor er at bakgrunnsverdiene for metallene i jord er forskjellige. Dette har gjort det vanskelig å sammenligne og til dels også å tolke resultatene fra forsøkene.

Både i Sverige og i England er langtidsforsøkene som er nevnt over, samt en del andre forsøk grundig behandlet for å vurdere behovet for å justere grenseverdiene for i første rekke Zn, Ni og Cu (Witter, 1992; MAFF/DoE, 1993). Resultatene fra Woburn (UK) og Braunschweig (Tyskland) gav klare indikasjoner på at Rhizobium-populasjoner var mer følsomme for Zn enn tidligere antatt og at grenseverdien på 300 mg/kg som er satt som øvre grense i EU (EU direktiv 86/278/EEC) er for høy. Denne gjennomgangen ført til at det ble anbefalt å sette ned grenseverdien for Zn til 200 mg/kg jord for all jord i pH-området 5-7. I den svenske gjennomgangen av eksisterende grenseverdier ble også en del laboratorieforsøk inkludert.

De kritiske nivåene for Cu, Ni og Zn ble funnet å være ca. hhv. 60, 95 og 170 mg/kg jord for disse metallene. Svenskene anbefalte imidlertid å legge inne en sikkerhetsfaktor på 2, slik at de anbefalte grenseverdiene ble 30, 50 og 85 mg/kg jord. En slik sikkerhetsfaktor ble ikke lagt inn i de engelske anbefalingene. Dette gjenspeiler en holdning om at organismer som har liten eller antageligvis liten betydning for jordas produksjonsevne kan unnværes. Selv om det i England også er etablert et føre var prinsipp (Government White Paper on the Environment, This Common Inheritance, UK 1990), blir prinsippet i dette tilfellet bare anvendt på organismer med dokumentert betydning for jordas produksjonsevne.

En mer detaljert gjennomgang av hvordan eksisterende grenseverdier er basert på mikrobiologiske målinger i jord finnes i Amundsen og Linjordet (1998).

Det er de senere årene utviklet og etablert metodikk som gjør det mulig å studere strukturelle endringer i det mikrobiologiske samfunnet i jord etter bl.a. tilførsel av våtorganisk avfall. Fordelen med slike tester er at mikroorganismers tilpasning til metaller kan fanges opp i større grad enn ved studier av enkeltorganismer. Slik tilpasning kan skyldes både genotypisk eller fenotypisk tilpasning eller at en mindre følsom gruppe organismer blir mer dominerende enn følsomme organismer i jorda.

Bestemmelse av sammensetningen av mikrobielle samfunn i jord for å detektere effekter av metaller er basert på det faktum at metalltoksisitet fører til endringer av det mikrobielle samfunnet i jorda (Baath *et al.* 1998b). Sammensetningen av fosfolipid-fettsyrer (PLFA) i jorda gir et integrert bilde av de levende organismene i jorda og endringer i sammensetningen av PLFA gir en indikasjon om at organisme-sammensetningen i jorda er endret.

Endringer i mikroorganismers metalltoleranse er et tegn på at sammensetningen av mikroorganismer i jorda er endret. Økt metalltoleranse kan bl.a. vise at organismer som er mindre følsomme for metaller er blitt mer dominerende på bekostning av mer følsomme grupper av mikroorganismer. Bruk av Thymidin-inkorporering av bakterier som var ekstrahert fra jord med ulike metallkonsentrasjoner er vist å være en rask metode for å bestemme metalltoleransen i mikrobielle samfunn (Baath, 1992).

En annen teknikk for å måle endringer i mikrobielle samfunn er bruk mikrotitrer-plater hvor opptil 95 ulike C-substrater kan testes samtidig. I denne testen som først ble beskrevet av Garland og Mills (1991) blir endringer eller relative forskjeller i nedbrytning av ulike C-kilder brukt i klassifiseringen av mikrobielle samfunn. Teknikken er også blitt brukt for å studere effekter av for eksempel metaller i jord (Knight *et al.* 1997).

Baath *et al.* (1998a) studerte både PLFA-sammensetning, metalltoleranse og brukte BIOLOG for å studere mikrobielle endringer i jord etter tilførsel av metallforurensning (Zn, Cu og Ni) av løpsslam. Metallene var tilsatt enkeltvis til avløpsslammet. Toleransen for Cu, Zn og Ni økte i ved alle metalltilsetninger. Metall-toleransen økte mest for Cu og minst for Ni. Metalltoleransen for Cu økte mest i Cu-kontaminert jord. Det ble funnet at PLFA-sammensetningen ble endret i alle metalltilsetningene selv om forskjellig jordfuktigheten i de ulike behandlingene kompliserte bildet noe. Biolog-målingene viste den samme responsen på metalltilsetninger og fuktighet som PLFA-målingene, men på grunn av dårlig reproduktibilitet ble det ikke funnet signifikante forskjeller mellom behandlingene.

Det foregår i dag en utstrakt bruk av disse teknikkene i jord som er tilført våtorganisk avfall. Mye forskning gjenstår imidlertid før man kan knytte effekter eller endringer i mikrobielle samfunn i jord til for eksempel reduksjon i Rhizobium-aktivitet, plantevekst og avlingsutbytte.

14.7. Arsen

Tilførsel av avløpsslam til jordbruksjord er vist ikke å medføre signifikant økning i matvekster (O'Neill, 1995). En forklaring på dette kan være at arsenitt (+3) reagerer med svovelforbindelser og danner lite løselige sulfider, samt at As bindes til lite løselig organisk materiale i jord (Carbonell-Barrachina *et al.* 1999).

Undersøkelsene som er utført på As viser at totalkonsentrasjoner ikke kan brukes som forklaringsvariabel for biologiske effekter i jord. Undersøkelser av fytotoksiske effekter av As viser at det har avgjørende betydning hvilken tilstandsform As finnes i. I en oversikt over fytotoksiske effekter av As viste Sheppard (1992) at det for samme vekst kan være store variasjoner i effektkonsentrasjoner for As. Undersøkelser har bl.a. vist 14% reduksjon av vekstutbytte ved <25 mg/kg As i jord og 30% reduksjon ved 414 mg/kg As. Generelt er innholdet av As i de spiselige deler av matvekster lave selv etter dyrking på sterkt kontaminert jord (O'Neill, 1995).

Det er gjennomført en rekke forsøk hvor effekter av As på mikroorganismer i jord er undersøkt. Forsøkene er stort sett basert på bruk av lett løselige, organiske As-salter tilsatt jord i relativt store mengder. Maliszewska *et al.* (1985) fant at As_2O_3 (+3) og Na_2HAsO_4 (As(+5)) begge stimulerte bakterievekst of actinomycetes i jord selv ved konsentrasjoner opp mot 10 000 mg/kg TS, mens Lighthart *et al.* (1983) fant at konsentrasjoner på 3750 mg/kg

(som NaAsO_2 ; $\text{As}(+3)$) stimulerte mikrobiell respirasjon i jord. Generelt virker $\text{As}(+3)$ å virke mer toksisk enn $\text{As}(+5)$. Andre undersøkelser viser at effekter på biokjemiske prosesser kan oppstå ved konsentrasjoner på 1875 eller 375 mg/kg jord (Tabatabai, 1977; Juma og Tabatabai, 1977).

Undersøkelser som er gjort av biologiske effekter av As i jord tyder på at de konsentrasjoner som vi kan forvente i norsk jord etter tilførsel av organisk avfall ikke vil kunne gi negative effekter for helse og miljø.

14.8. Sannsynlighet for effekter av metaller

Det er lite sannsynlig at de konsentrasjonene av metaller som finnes i norsk avløps slam og våtorganisk avfall skal kunne medføre toksiske effekter på planter. Undersøkelser utført av Vigerust og Selmer-Olsen (1985) viser dette.

Tilførsel av organisk avfall til jord øker konsentrasjonene av metaller i jord og vil på sikt medføre økt planteopptak av metaller. Økt inntak av Cd er av spesiell interesse i denne sammenheng. Med fortsatt reduserte tilførsel av Cd til jord som følge av redusert atmosfærisk nedfall og lavere innhold i organisk avfall, vil økningen i daglig inntak av Cd bli lav og sannsynligheten for effekter liten. Det er imidlertid ikke utført grundige vurderinger av dette i Norge.

Effekten på mikroorganismer i jord er vist å finne sted ved konsentrasjoner i jord som ligger klart innenfor bakgrunnskonsentrasjonene og som ligger på samme nivå eller lavere grenseverdier. Vi vet imidlertid at mikroorganismer kan tilpasse seg relativt høye bakgrunnskonsentrasjoner i jord. Tilførsel av organisk avfall til jord med et lavt innhold av metaller kan ha en annen effekt enn tilførsel til jord hvor konsentrasjonene er høye. Vi vet for lite om dette til å kunne si noe om sannsynlighet for effekter på mikroorganismer i jord i Norge. Svenskene har lagt stor vekt på betydningen av bakgrunnsverdier når de besluttet å doble grensen for Cr og Zn i dyrket mark som skal tilføres anløps slam (Naturvårdsverket 1998) i områder med et høyt bakgrunnsnivå. Argumentasjonen for dette var at et høyt totalinnhold av metaller i jorda nødvendigvis ikke medfører en høy risiko. Det er viktigere hvor raskt metallkonsentrasjonene av metaller øker. De svenske undersøkelsene som er lagt til grunn for økningen i grenseverdier viser at ved konsentrasjonsøkninger 3-10 ganger bakgrunnsnivået kan skadelige effekter oppstå.

14.9. Behov for videre forskning og utredning

Det er fortsatt behov for å øke kunnskapen om sammenhengen mellom jordas innhold av tungmetaller, pH, organisk materiale, leirinnhold og innhold av hydroksider og oksider og tilgjengeligheten av metaller for matvekster på ulike jordtyper. I dag er kunnskapsnivået på dette området for dårlig, selv om vi vet relativt mye om disse sammenhengene for eksempel på dyrket jord som er påvirket av alunskifer. En bedre forståelse av sammenhengen mellom syreløselige konsentrasjoner av metaller og biotilgjengelige fraksjoner i jord er vesentlig for å forstå hvordan ulike typer organisk avfall kan påvirke denne sammenhengen.

Mer systematiske undersøkelser av sammenhengen mellom bakgrunnsnivåer i norsk jord, opptak i ulike matvekster og inntaket i mennesker og dyr bør gjennomføres i Norge.

Mikroorganismers tilpasning til ulike bakgrunnsnivåer i jord, samt studier av strukturelle endringer i mikrobielle samfunn i jord etter tilførsel av organisk avfall bør gjennomføres.

For å kunne utnytte ressursene i organisk avfall på en bedre måte bør det undersøkes nærmere hvordan organisk avfall påvirker opptaket av metaller som allerede finnes i jorda. Dette vil ha betydning for å kunne øke grenseverdiene i områder med høyt bakgrunnsnivå av metaller.

15. Referanser

- Ahel, M., Giger, W., og Koch, M., 1994. Behavior of Alkylphenol Polyethoxylate Surfactants in the Aquatic Environment .1. Occurrence and Transformation in Sewage-Treatment. *Water Research*. 28(5): 1131-1142.
- Almås, Å., Singh, B. R., og Sveistrup, T. E., 1998. The impact of the nickel industry in Russia on concentrations of heavy metals in agricultural soils and grass in Sør-Varanger, Norway. *J. Agri. Sci.* 9: 61-74.
- Amundsen, C. E. og Grønlund, A. 1997. Balansebergninger for tungmetaller i dyrket jord i Norge. Jordforsk-rapport nr. 92/97. Jordforsk, Fredrik A Dahlsvei 20, N-1430 Ås.
- Amundsen, C. E. og Grønlund, A. 1998. Tungmetaller i jordbrukssystemet. Sektorbalanser og avrenning. Jordforsk-rapport nr. 75/98. Jordforsk, Fredrik A Dahlvei 20, N-1430 Ås.
- Amundsen, C. E. og Linjordet, R., 1998. Risikovurdering av miljøgifter i avløps slam. Vitenskapelig grunnlag for eksisterende grenseverdier. Jordforsk-rapport nr. 95/98. Jordforsk, Frederik A Dahlvei 20, N-1430 Ås.
- Amundsen, C. E., Almås, Å., og Singh, B. R. 2000b. Risk assessment of Cd in mineral fertilisers in Norway using model calculations. Jordforsk-rapport nr. 85/00. Jordforsk, Frederik A Dahlvei 20, N-1430 Ås.
- Amundsen, C. E., Almås, Å., og Singh, B. R. 2000a. Cadmium in soil, soil solution, and plants. Data as basis for risk assessment of Cd in mineral fertilisers. Jordforsk-rapport nr. 1/2000. Jordforsk, Frederik A Dahlsvei 20, N-1430 Ås.
- Amundsen, C. E., Andersen, S., Linjordet, R., og Westby, T., 1999. Binding og toksisitet av CCA-impregneringsvæske i jord. Jordforsk-rapport nr. 4/99. Jordforsk, Frederik A Dahlsvei 20, N-1430 Ås.
- Amundsen, C. E., Andersen, S., Vethe, Ø., og Esser, K. 1997. Organic contaminants in some Norwegian sludge amended soils. Konferanse: "Management and fate of toxic organics in sludge applied to land", København, april-mai 1997.
- Amundsen, C. E., Eggen, T., og Lystad, H., 2001. Stabilitet og nedbrytning av organiske forurensninger i avløps slam ved stor-skala kompostering. Resultater fra rankekompostering ved Lindum Ressurs og Gjenvinning. TEMA-NORD rapport nr. 2001:588. Nordisk Ministerråd, København, Danmark.
- Amundsen, C. E., Hartnik, T., og Linjordet, R., 1997. Forekomst og stabilitet av organiske miljøgifter i jord tilført avløps slam. Kjemiske og mikrobiologiske endringer etter slamtilførsel. Jordforsk-rapport nr. 139/97. Jordforsk, Fredrik A Dahlvei 20, N-1432 Ås.
- Amundsen, C. E., Lombnes, P., og Vigerust, E., 1995. Tungmetaller i jord. SFT-rapport 95:18. Statens forurensningstilsyn, Pb 8100, Dep, 0032 Oslo.
- Anonymous, 2001. Creutzfeldt-Jakob disease surveillance in the UK - Ninth annual report 2000. <http://www.cjd.ed.ac.uk/2000rep.html>, pr. 12/9/2001
- ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988: Entseuchung von Klärschlamm. Zweiter Arbeitsbericht, Korrespondenz Abwasser, No. 1/1988.
- Aune, B., 1993. Temperaturnoramler - normalperiode 1961-1990. Rapport 02/93. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Banat, F. A., Prechtel, S., og Bischof, F., 1999. Experimental Assessment of Big-Reduction of Di-2-Thylhexyl Phthalate (Dehp) Under Aerobic Thermophilic Conditions. *Chemosphere*. 39(12): 2097-2106.
- Banuelos, G. S. og Ajwa, H. A., 1999. Trace Elements in Soils and Plants: an Overview. *Journal of Environmental Science and Health Part A - Toxic/Hazardous Substances*. 34(4): 951-974.
- Bergstrøm, K., 1981. Forekomst av parasittegg i avvatna råslam fra kloakkreinseverk og septiktankar i Noreg. *Nor Vet Tidsskr* 93: 323-330.
- Berti, W. R. og Jacobs, L. W., 1996. Chemistry and Phytotoxicity of Soil Trace Elements From Repeated Sewage Sludge Applications. *Journal of Environmental Quality*. 25(5): 1025-1032.
- Bishop, D. 1982. The role of municipal wastewater treatment in control of toxics. Paper presented at the NATO/CCMS meeting in Bari, Italy September 28-30.
- Blom, H. Forurensning av jord med tungmetaller omkring byene i Østfold. Dr.scient-avhandling, 248s. Norges landbrukshøgskole, 1432 Ås.
- Blom, H.A., 1993: Næringsstoffer og miljøgifter i slam fra norske avløpsreanlegg. SFT-Rapport nr. 93:26. Statens forurensningstilsyn, Pb 8100, Dep, 0032 Oslo.

- Blystad, H., 2000. Creutzfeldt-Jakobs sykdom og andre humane prionsykdommer. *Nor Vet Tidsskr* 112: 400-403.
- Boutrup, S., P. C. Erichsen, L. Wiggers og C. A. Jensen: ”Miljøfremmede stoffer i Århus amt – fase 2 og 3, 1997-1998” Århus Amt, Natur og miljøkontoret 1998.
- Bradley, R., og Matthews, D., 1992. Sub-acute, transmissible spongiform encephalopathies: current concepts and future needs. *Rev. Sci. Tech.* 11: 605-634.
- Bratberg, B., Ueland, K., Benestad, S.L., 2000. Et tilfelle av felin spongiform encefalopati hos katt i Norge. *Nor Vet Tidsskr* 112: 396-399.
- Brown, P., 2001a. Bovine spongiform encephalopathy and variant Creutzfeldt-Jakob disease. *BMJ* 322: 841-844.
- Brown, P., 2001b. The pathogenesis of transmissible spongiform encephalopathy: routes to the brain and the erection of therapeutic barricades. *Cell Mol. Life Sci.* 58: 259-265.
- Brown, P., Gajdusek, D.C., 1991. Survival of scrapie virus after 3 years' interment. *Lancet* 337: 269-270.
- Brown, P., Preece, M., Brandel, J.P., Sato, T., McShane, L., Zerr, I., Fletcher, A., Will, R.G., Pocchiari, M., Cashman, N.R., d'Aignaux, J.H., Cervenakova, L., Fradkin, J., Schonberger, L.B. og Collins, S.J., 2000. Iatrogenic Creutzfeldt-Jakob disease at the millennium. *Neurology* 55: 1075-1081.
- Brown, P., Will, R.G., Bradley, R., Asher, D.M. og Detwiler, L., 2001. Bovine spongiform encephalopathy and variant Creutzfeldt-Jakob disease: background, evolution, and current concerns. *Emerg. Infect. Dis.* 7: 6-16.
- Baath, E., 1992. Thymidine Incorporation Into Macromolecules of Bacteria Extracted From Soil by Homogenization Centrifugation. *Soil Biology & Biochemistry.* 24(11): 1157-1165.
- Baath, E., DiazRavina, M., Frostegard, A., og Campbell, C. D., 1998a. Effect of Metal-Rich Sludge Amendments on the Soil Microbial Community. *Applied and Environmental Microbiology.* 64(1): 238-245.
- Baath, E., Frostegard, A., DiazRavina, M., og Tunlid, A., 1998b. Microbial Community-Based Measurements to Estimate Heavy Metal Effects in Soil: the Use of Phospholipid Fatty Acid Patterns and Bacterial Community Tolerance. *Ambio.* 27(1): 58-61.
- Carbonell-Barrachina, A., Jugsujinda, A., DeLaune, R. D., og Patrick, W. H. Jr, 1999. The influence of redox chemistry and pH on chemically active forms of arsenic in sewage sludge-amended soil. *Environment International.* 25(5): 613-618.
- Cardinal, L. J. og Stenstrom, M. K., 1991. Enhanced Biodegradation of Polyaromatic Hydrocarbons in the Activated-Sludge Process. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation.* 63(7): 950-957.
- Carlsonkvall, C. E. A. og Morrison, G. M., 1995. Toxicity of Copper in the Presence of Organic-Substances in Sewage-Sludge. *Environmental Technology.* 16(3): 243-251.
- Carlton-Smith, C. H., 1987. Effects of metals in sludge-treated soils on crops. WRc Medmenham. Marlow, UK, Report TR 251.
- Carrington, E.G., 2001. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – Final report. WRc Ref: CO 5026/1 / 12787-0. September 2001.
- Cervenakova, L., Goldfarb, L.G., Garruto, R., Lee, H.S., Gajdusek, D.C., Brown, P., 1998. Phenotype-genotype studies in kuru: implications for new variant Creutzfeldt-Jakob disease. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A* 95: 13239-13241.
- Chaney, R. L. og Oliver, D. P., 1996. Sources, potential adverse effects and remediation of agricultural soil contaminants. Naidu, R. *et al.* Eds. Contaminants and the soil environment in the australasia-Pacific region. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 323-359.
- Chaney, R. L., Bruins, R. J. F., Baker, D. E., Korcak, R. F., Smith, J. E., og Cole, D., 1987. Transfer of sludge-applied trace elements to the food chain. Page, A. L. *et al.*, Eds. Land application of sludge: Food chain implications. Chelsea: Lewis Publishers Inc, pp. 67-99.
- Chang, A. C., Hyun, H. N., og Page, A. L., 1997. Cadmium uptake for Swiss chard grown on composted sewage sludge 26(1):11-19.
- Chaudri, A. M., McGrath, S. P., Knight, B. P., Johnson, D. L., og Jones, K. C., 1996. Toxicity of Organic Compounds to the Indigenous Population of Rhizobium Leguminosarum Biovar Trifolii in Soil. *Soil Biology & Biochemistry.* 28(10-11): 1483-1487.
- Christensen, K.K., Kron, E. og Carlsbæk, M., 2001. Development of a Nordic system for evaluating the sanitary quality of compost. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Tema Nord 2001:xxx.

- DEFRA, 2001a. BSE information - Suspect cases born on or after 01 January 1996. <http://www.defra.gov.uk/animalh/bse/bse-statistics/bse/bab-sus.html>, pr. 19/9/2001a
- DEFRA, 2001b. Review of the origin of BSE. 1-66. <http://www.defra.gov.uk/animalh/bse/bseorigin.pdf>, pr. 14/8/2001b
- DiCorcia, A., Cavallo, R., Crescenzi, C., og Nazzari, M., 2000. Occurrence and Abundance of Dicarboxylated Metabolites of Nonylphenol. *Environmental Science & Technology*. 34(18): 3914-3919.
- Doelman, P. og Haanstra, L., 1986. Short- and long-term effects of heavy metals on urease activity in soils. *Biology and Fertility of Soils*. 2: 213-218.
- Doelman, P. og Haanstra, L., 1989. Short- and long-term effects of heavy metals on phosphatase activity in soils: An ecological dose-response model approach. *Biology and Fertility of Soils*. 8: 235-241.
- Donnelly, C.A., Ferguson, N.M., Ghani, A.C., Woolhouse, M.E., Watt, C.J., Anderson, R.M., 1997. The epidemiology of BSE in cattle herds in Great Britain. I. Epidemiological processes, demography of cattle and approaches to control by culling. *Philos. Trans. R. Soc. Lond B Biol. Sci.* 352: 781-801.
- Edwards, N. T., 1983. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH's) in the Terrestrial Environment- a Review. *Journal of Environmental Quality*. 12(4): 427-442.
- Esser, Kjell B., 1996. Reference Concentrations for Heavy Metals in Mineral Soils, Oat and Orchard Grass (*Dactylis Glomerata*) From Three Agricultural Regions in Norway. *Water, Air and Soil Pollution*. 89: 375-397.
- EU, European Commission (Ed.), 2000. Transmissible spongiform encephalopathies: the european initiative - Catalogue of funded projects. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 129s.
- FiST, 1996. Bruk av slam i jordbruket. Rapport nr. 9/96. Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Landbruksavdelingen.
- Frederiksen, O. F., P. Balmør og R. T. Arnesen: "Driftundersøkelser av mekaniske, kjemiske og biologiske renseanlegg, PRA 2.1 Forsøksanlegget på Kjeller" NIVA rapport O-40/71-C, 1974
- Gajdusek, D.C., 1977. Unconventional viruses and the origin and disappearance of kuru. *Science* 197: 943-960.
- Gale, P., 1998. Quantitative BSE risk assessment: relating exposures to risk. *Lett. Appl. Microbiol.* 27: 239-242.
- Gale, P., Dee, A. og King, P., 2000. Risk assessment for the disposal of treated rendering plant ruminant condensate to agricultural land. MAFF_ CO 4937 ed.
- Gale, P. og Stanfield, G., 2001. Towards a quantitative risk assessment for BSE in sewage sludge. *J. Appl. Microbiol.* 91: 563-569.
- Gale, P., Young, C., Stanfield, G. og Oakes, D., 1998a. Development of a risk assessment for BSE in the aquatic environment. *J. Appl. Microbiol.* 84: 467-477.
- Gale, P., Young, C., Stanfield, G. og Oakes, D., 1998b. Development of a risk assessment for BSE in the aquatic environment. *J. Appl. Microbiol.* 84: 467-477.
- Garland, J. L. og Mills, A. L., 1991. Classification and Characterization of Heterotrophic Microbial Communities on the Basis of Patterns of Community-Level Sole-Carbon-Source Utilization. *Applied and Environmental Microbiology*. 57(8): 2351-2359.
- Ghani, A.C., Ferguson, N.M., Donnelly, C.A. og Anderson, R.M., 2000. Predicted vCJD mortality in Great Britain. *Nature* 406: 583-584.
- Giller, K. E., Witter, E., og McGrath, S. P., 1998. Toxicity of Heavy Metals to Microorganisms and Microbial Processes in. *Soil Biology & Biochemistry*. 30(10-11): 1389-1414.
- Goodin, J. D. og Webber, M. D., 1995. Persistence and Fate of Anthracene and Benzo(a)Pyrene in Municipal Sludge Treated Soil. *Journal of Environmental Quality*. 24(2): 271-278.
- Gordon, W.S., 1946. Advances in veterinary research. Looping-ill, tick-borne fever and scrapie. *Vet. Rec.* 58: 516-525.
- Granum, P.E., 1999. *Clostridium perfringens*. Granum, P.E., red. Smittsomme sykdommer fra mat. 2. utg. Kristiansand: Høyskoleforlaget. s. 153-60.
- Grüttner, H., J og B. N. Jacobsen: "Miljøfremmede stoffer i renseanlegg" Miljøprosjekt 278, Miljø og Energiministeriet Miljøstyrelsen, 1994
- Grüttner, H., J. Vikelsøe, og G. Pritzl: "Miljøfremmede stoffer i spildevand og slam – Massestrømsanalyser for renseanlegg" Miljøprosjekt 325, Miljø og Energiministeriet Miljøstyrelsen, 1996
- Gunnes, G., Heggebø, R., Ersdal, C., Sørby, R. og Press, C.M., 2000. Patogenese ved scrapie hos sau. *Nor Vet Tidsskr* 112: 342-349.

- Guttormsen, G., Singh, B. R., og Jeng, A. S., 1995. Cadmium Concentration in Vegetable Crops Grown in a Sandy Soil as Affected by Cd Levels in Fertilizer and Soil Ph. *Fertilizer Research*. 41: 27-32.
- Hagen, G., Thorud, K.E., Hoel, K. og Støvring, M., 2000. Skrapesjuka og andre overførbare spongiforme encefalopatier. Forvaltningsmessige forhold i Norge. *Nor Vet Tidsskr* 112: 381-385.
- Hallberg, P. A. og Vigerust, E., 1981. Slamdisponering 3: tungmetaller i kloakkslam. Utvalg for fast avfall, NTNF, Prosjektnummer 2.2.15. 80.
- He, Q. B. og Singh, B. R., 1993. Effect of Organic Matter on the Distributio. Extractability and Uptake of Cadmium in Soils. *Journal of Soil Science*. 44: 641-650.
- Hill, A.F., Joiner, S., Linehan, J., Desbruslais, M., Lantos, P.L. og Collinge, J., 2000. Species-barrier-independent prion replication in apparently resistant species [In Process Citation]. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A* 97: 10248-10253.
- Hoinville, L.J., 1996. A review of the epidemiology of scrapie in sheep. *Rev. Sci. Tech*. 15: 827-852.
- Hopp, P., Bratberg, B. og Ulvund, M.J., 2000. Skrapesjuka hos sau i Norge. Historikk og epidemiologi. *Nor Vet Tidsskr* 112: 368-376.
- Hopp, P. og Jarp, J., 1998. Risikofaktorer for skrapesjuka. Kaurstad, E., Lium, B.r., Simensen, E., Austbø, D., Ådnøy, T., Husdyrforsøksmøtet 1998. Forskningsparken i Ås AS, 196-199.
- Hopp, P., Ulvund, M.J. og Jarp, J., 2001. A case-control study on scrapie in Norwegian sheep flocks. *Prev. Vet. Med.* 51: 183-198.
- Houston, F., Foster, J.D., Chong, A., Hunter, N., Bostock, C.J., 2000. Transmission of BSE by blood transfusion in sheep. *Lancet* 356: 999-1000.
- Hyun, H., Chang, A. C., Parker, D. R., og Page, A. L., 1998. Cadmium Solubility and Phytoavailability in Sludge-Treated Soil: Effects of Soil Organic Carbon. *Journal of Environmental Quality*. 27(2): 329-334.
- Høyheim, B., Espenes, A., Skretting, G., Olsaker, I. og Tranulis, M.A., 2000. Genetiske forhold ved scrapie hos sau. *Nor Vet Tidsskr* 112: 350-358.
- IARC, 1983. Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans: polynuclear aromatic hydrocarbons. International Agency for Research on cancer (IARC). WHO, Lyons, France, Vol 32.
- Joyce, J. F., Sato, C., Cardenas, R., og Surampalli, R. Y., 1998. Composting of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Simulated Municipal. *Water Environment Research*. 70(3): 356-361.
- Juma, N.G og Tabatabai, MA, 1977. Effects of trace elements on phosphatase activity in soils. *Soil Science Society of Americal Journal* . 41: 343-346.
- Kampe, W. og Leschber, R., 1989. Organic Contaminants in Waste Water, Sludge and Sediment: Occurrence, Fate and Disposal: Occurrence of Organic Pollutants in Soil and Plants After Intense Sewage Sludge Application. 35-42.
- Kapperud, G., 1999. *Campylobacter* spp. Granum, P.E., red. Smittsomme sykdommer fra mat. 2. utg. Kristiansand: Høyskoleforlaget. s. 45-56.
- Kapperud, G., Lassen, J., 1999. *Salmonella* spp. Granum, P.E., red. Smittsomme sykdommer fra mat. 2. utg. Kristiansand: Høyskoleforlaget. s. 71-83.
- Kastner, M. og Mahro, B., 1996. Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils Affected by the Organic Matrix of Compost. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 44(5): 668-675.
- Kimberlin, R.H., 1991. Agent-host interactions and pathogenesis. I: Bradley, R., Savey, M., Marchant, B. (Eds.), Sub-acute spongiform encephalopathies. Proceedings of a seminar in the CEC Agricultural Research Programme, held in Brussels, 12-14 November 1990. Kluwer Academic Publishers, 3300 AA Dordrecht, s. 137-147.
- Kimberlin, R.H., 1996. Bovine spongiform encephalopathy and public health: some problems and solutions in assessing the risk. I: Court, L., Dodet, B. (Eds.), Transmissible subacute spongiforme encephalopathies: Prion diseases. IIIrd international symposium on transmissible subacute spongiforme encephalopathies: prion diseases. Elsevier, Paris, s. 487-502.
- Knight, B. P., McGrath, S. P., og Chaudri, A. M., 1997. Biomass Carbon Measurements and Substrate Utilization Patterns of Microbial Populations From Soils Amended With Cadmium, Copper, or Zinc. *Applied and Environmental Microbiology*. 63(1): 39-43.
- Knudsen, L., P. E. Jørgensen og S.-E. Jepsen: ”Biologisk nedbrydning av organiske mikroforureninger i spildevandsslam” Stads og havneingeniøren 1999.

- Konopka, A., Zakharova, T., Oliver, L., og Turco, R. F., 1997. Microbial Biodegradation of Organic Wastes Containing Surfactants in a Continuous-Flow Reactor. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*. 18(4): 235-240.
- Krueger, C. J., Radakovich, K. M., Sawyer, T. E., Barber, L. B., Smith, R. L., og Field, J. A., 1998. Biodegradation of the Surfactant Linear Alkylbenzenesulfonate in Sewage-Contaminated Groundwater: a Comparison of Column Experiments and Field Tracer Tests. *Environmental Science & Technology*. 32(24): 3954-3961.
- Langeland, G., 1982. *Salmonella* spp. in the working environment of sewage treatment plants in Oslo, Norway. *Appl Environ Microbiol* 43:1111-1155.
- Langeland, G., Paulsrud, B. og Haugan, B.-E., 1985: Aerobic Thermophilic Stabilization. Inactivation of Microorganisms in Sewage Sludge by Stabilization Processes. Proceedings of a seminar held in Hohenheim, 8. – 10. October 1984. Elsevier Applied Science Publishers, London & New York. ISBN 0 85334 383 7.
- Larson, R. J., Rothgeb, T. M., Shimp, R. J., Ward, T. E., og Ventullo, R. M., 1993. Kinetics and Practical Significance of Biodegradation of Linear Alkylbenzene Sulfonate in the Environment. *Journal of the American Oil Chemists Society*. 70(7): 645-657.
- Lee, H.S., Brown, P., Cervenakova, L., Garruto, R.M., Alpers, M.P., Gajdusek, D.C. og Goldfarb, L.G., 2001. Increased Susceptibility to Kuru of Carriers of the PRNP 129 Methionine/Methionine Genotype. *J. Infect. Dis.* 183: 192-196.
- Leine, A. & Smith, M., 2001: Samordning av forskrifter på gjødselvarer m.v. av organisk opphav. Rapport fra arbeidsgruppe nedsatt av Landbruksdepartementet i samråd med Miljøverndepartementet og Sosial- og helsedepartementet. Landbruksdepartementet, Oslo.
- Lighthart, B., Baham, J., og Volk, VV, 1983. Microbial respiration and chemical speciation in metal-amended soils. *Journal of Environmental Quality*. 12: 543-548.
- Lundby, L., 2000: Personlig meddelelse fra Statens Landbrukstilsyn basert på forsøk utført på Norges Landbrukshøgskole.
- Lystad, H. 1998. Potensielle negative effekter ved kompostering. Jordforsk-rapport 7/98. Jordforsk, Frederik A Dahlsvei 20, 1432 Ås.
- Lystad, H. og Iversen, H., 2000. Organisk avfall og biprodukter i Landbruksamvirket. En oversikt over mengder og anvendelse. Jordforsk-rapport 13/00. Jordforsk, Frederik A Dahlvei 20, N-1430 Ås.
- Låg, J., 1974. Jordforurensning fra industri i Odda. *Jord og Myr* s.92-107.
- Låg, J., 1980. Betydningen av jordbunnsfaktorer for geomedisinske problemer. Norges Landbruksvitenskapelige forskningsråd, Sluttrapport nr. 445, ISBN 82-7290-168-4.
- MAFF/DoE, 1993. Review of the rules for sewage sludge application to agricultural land: soil fertility aspects of potentially toxic elements. Report of the independent scientific committee. Ministry of Agriculture, Fisheries, and Food/Department of the Environment. MAFF Publications, London.
- Maliszewska, W., Dec, S., Wierzbicka, H., og Wozniakowska, A., 1985. The influence of various heavy metal compounds on the development and activity of soil micro-organisms. *Environmental Pollution (Series A)*. 37: 195-215.
- Martens, R., 1982. Concentrations and microbial mineralization of four to six ring polycyclic aromatic hydrocarbons in composted municipal waste. *Chemosphere*. 11(8): 761-740.
- Martensson, A. M. og Torstensson, L., 1996. Monitoring Sewage Sludge Using Heterotrophic Nitrogen Fixing Microorganisms. *Soil Biology & Biochemistry*. 28(12): 1621-1630.
- Martinsen, K. og Bjørseth, A., 1977. Opptak av persistente organiske forbindelser i planter dyrket på jord med tilførsel av kloakkslam. SINTEF-rapport . SINTEF, Oslo.
- Masscheleyn, P. H., Delaune, R. D., og Patrick, W. H. Jr., 1991. Effect of Redox Potential and Ph on Arsenic Speciation and Solubility in a Contaminated Soil. *Environmental Science and Technology*. 25(8): 1414-1419.
- McBride, M. B., 1995. Toxic Metal Accumulation From Agricultural Use of Sludge: Are Usepa Regulations Protective? *J. Environ. Qual.* 24(January-February): 5-18.
- McGrath, S. P., Chang, A. C., Page, A. L., og Witter, E., 1994. Land Application of Sewage Sludge: Scientific Perspectives of Heavy Metal Loading Limits in Europe and the United States. *Environ. Rev.* 2: 108-118.
- McGrath, Steve P., Chaudri, Amar M., og Giller, Ken E., 1995. Long-Term Effects of Metals in Sewage Sludge on Soils, Microorganisms and Plants. *Journal of Industrial Microbiology*. 14: 94-104.

- McLaughlin, M. J., Hamon, R. E., McLaren, R. G., Speir, T. W., og Rogers, S. L., 2000. Review: a Bioavailability-Based Rationale for Controlling Metal and Metalloid Contamination of Agricultural Land in Australia and New Zealand. *Australian Journal of Soil Research*. 38(6): 1037-1086.
- McLaughlin, M. J., Tiller, K. G., Naidu, R., og Stevens, D. P., 1996. Review: the Behaviour and Environmental Impact of Contaminants in Fertilizers. *Australian Journal of Soil Research*. 34(1): 1-54.
- Mellum, H. K., Arnesen, A. K. M., og Singh, B. R., 1998. Extractability and Plant Uptake of Heavy Metals in Alum Shale Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 29(9-10): 1183-1198.
- Mohn, H., J. A. Puhakka and J. F. Ferguson 1999. Effects of electron donors on degradation of pentachlorophenol in a methanogenic fluidized bed reactor. *Environmental technol.*, Vol 20, pp. 909-920.
- Møller, J., Reeh, U., Mai, P., og Jungersen, G., 2000. Nedbrydning af miljøfremmede stoffer ved kompostering. Miljøprojekt nr. xx, Miljøstyrelsen (in press): Miljø- og Energiministeriet, Skov & Landskap (FSL), Hørsholm Kongevej 11, DK - 2970 Hørsholm .
- Narwal, R. P. og Singh, B. R., 1998. Effect of Organic Materials on Partitioning, Extractability and Plant. *Water Air and Soil Pollution*. 103(1-4): 405-421.
- Nedland, K.T. & Paulsrud, B., 1999: Driftserfaringer fra anlegg med rankekompostering og langtidslagring av avløps slam. Veiledning. Aquateam-rapport 99-038. Aqua-team Norsk vannteknologisk senter A/S, Oslo.
- Nedland, K.T. og Paulsrud, B., 1996: Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge – forprosjekt. NORVAR-Rapport 64, Norsk VA-verkforening, Hamar. ISBN:82-414-0176-0.
- Nesgård, B og M. L. Charles: ”Kilder til organiske miljøgifter i kommunalt avløpsvann – Bidrag fra småindustri” SFT rapport 98:22, TA-1589, 1998.
- Nesgård, B og M. L. Charles: ”Kilder til organiske miljøgifter i kommunalt avløpsvann – Bidrag fra husholdninger” SFT rapport 98:23, TA-1590, 1998.
- Njåstad, O., Steinnes, E., Bølviken, B., og Ødegård, M., 1994. Landsomfattende kartlegging av elementsammensetning i naturlig jord: resultater fra prøver innsamlet i 1977 og 1985 oppnådd ved ICP emisjonsspektrometri. NGU-rapport 94.027. Norges geologiske undersøkelser, Trondheim.
- Norin, E., Albin, A., og Bagge, E., 2001: Hygienisering ved biogasanleggninger. RVF Utveckling, Rapport 01:2. ISSN 1404-4471. Svenska Renhållningsverksförningen, Malmö.
- O'Neill, P., 1995. Arsenic . I: "Heavy Metals in Soils". Ed B.J.Alloway, 2 ed. UK: Blackie Academic & Professional, pp. 105-121.
- Paulsrud, B. Wien, A., og Nedland, K. T., 1997a. Organiske miljøgifter i norsk avløps slam. SFT-rapport 97:25. Statens forurensningstilsyn, Pb 8100 Dep, 0032 Oslo.
- Paulsrud, B., Wien, A., og Nedland, K. T., 1997b. Miljøgifter i norsk kompost og husdyrgjødsel. SFT-rapport 97:26. Statens forurensningstilsyn, Pb 8100 Dep, 0032 Oslo.
- Prusiner, S.B., 1991. Molecular biology of prion diseases. *Science* 252: 1515-1522.
- Rappaport, E.B., 1987. Iatrogenic Creutzfeldt-Jakob disease. *Neurology* 37: 1520-1522.
- Rubenstein, R., Kasczak, R.J., Carp, R.I., Papini, M.C., LaFauci, G., Sigurdarson, S. og Wisniewski, H.M., 1998. Potential role of mites as a vector for scrapie transmission. *Alzheimer's Dis. Rev.* 3: 52-56.
- SFT publikasjonsnr.: TA-1296, 1996: ”Avløps slam og miljøgifter”
- SFT, 1993: Vårt felles miljø. Et hefte om forurensning og miljøspørsmål fra Statens forurensningstilsyn. TA 680. ISBN 82-7655-089-4. Statens forurensningstilsyn, Pb 8100 Dep, 0032 Oslo.
- Sheppard, SC, 1992. Summary of phytotoxic levels of soil arsenic. *Water, Air, and Soil Pollution*. 64: 539-550.
- Sigurdarson, S., 2000. Scrapie eller rida i Island. *Nor Vet Tidsskr* 112: 408-413.
- Singh, B. R. og Myhr, K., 1998. Cadmium Uptake by Barley as Affected by Cd Sources and Ph Levels. *Geoderma*. 84(1-3): 185-194.
- Singh, B. R., Almås, Å., Amundsen, C. E., Meltzer, H. M., og Alexander, J., 1999. Cadmium in fertilisers: soil-plant system, environment and human health. Landbrukstilsynet, P.O.Box 3, N-1430 Ås39s.
- Singh, B. R., Narwal, R. P., Jeng, A. S., og Almås, Å., 1995. Crop Uptake and Extractability of Cadmium in Soils Naturally High in Metals at Different Ph Levels. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26(13 &14): 2123-2142.
- Skjeseth, S., Uran i kamrisk alunskifer i Oslofeltet og tilgrensende områder. Årbok 1957, Norges geologiske undersøkelser, nr.203, s.100-111 .

- Skaar, I., Torp, M. Og Bernhoft, A. 1998. Muggsopp og mykotoksiner i matrester beregnet til dyrefôr. En litteraturstudie. Norsk Kjøtt 1998.
- Smith, S. R., 1996. Agricultural recycling of sewage sludge and the environment. UK: CAB International.
- SNT , 1991. Kroppsfremmede stoffer i slakt. Norske undersøkelser 1988-1990. SNT-rapport 9/1991. Statens Næringsmiddeltilsyn, Pb 8187 Dep, 0034 Oslo.
- Sommers, L., van Volk, V., Giordano, P. M., Sopper, W. E., og Bastian, R., 1987. Effect of soil properties on accumulation of trace elements by crops. Page, A. L. *et al.*, Eds. Land application of sludge: Food chain implications. Chelsea: Lewis Publishers Inc., pp. 5-24.
- SSB, 2001: <http://www.ssb.no>
- SSC, 1998a. Opinion of the Scientific Steering Committee on the safety of organic fertilisers derived from mammalian animals. EU-commission, Scientific steering committee: http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out28_en.html , pr. 25/1/2001a
- SSC, 1998b. Preliminary-opinion of the SSC on A method to assess the Geographical BSE-Risk of Countries or Regions - adopted on 10 December 1998 - open for comments until 15 January 1999 -.
- SSC, 1998c. Updated scientific report on the safety of meat-and-bone meal derived from mammalian animals fed to non-ruminant food-producing farm animals. SSC Meeting of 24-25 September 1998. http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out26_en.html, pr. 9/2/2001c
- SSC, 1999a. Opinion of the Scientific Steering Committee on the Human Exposure Risk (HER) via food with respect to BSE - Adopted on 10 December 1999. 1-26. EU-commission, Scientific steering committee: http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out67_en.pdf, pr. 25/1/2001a
- SSC, 1999b. Opinion on the possible vertical transmission of Bovine spongiform encephalopathy (BSE) adopted by the Scientific Steering Committee at its meeting of 18-19 March 1999. 1-6. http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out43_en.html, pr. 28/1/2001b
- SSC, 1999c. Scientific Report on the risks of non conventional Transmissible agents conventional infectious agents or other hazards such as toxic substances entering the human food or animal feed chains via raw material from fallen stock and dead animals (including also: ruminants, pigs, poultry, fish, wild/exotic/zoo animals, fur animals, cats, laboratory animals and fish) or via condemned materials. Submitted to the Scientific Steering Committee at its meeting of 24-25 June 1999 (Containing updates, 13.07.99). 1-70. EU Commission: http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out58_en.pdf, pr. 7/4/2001c
- SSC, 2000a. Opinion - Oral Exposure of Humans to the BSE Agent: Infective Dose and Species Barrier - Adopted 13-14 April 2000 following a public consultation via Internet between 6 and 27 March 2000. 1-53. http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out79_en.pdf, pr. 26/3/2001a
- SSC, 2000b. Opinion on the safety of ruminant blood with respect to TSE risks - Adopted by the Scientific Steering Committee at its meeting of 13-14 April 2000. 1-66. EU Commission: http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out74_en.pdf , pr. 23/8/2001b
- SSC, 2000c. Preliminary Opinion - Oral Exposure of Humans to the BSE Agent: Infective Dose and Species Barrier. 53pp. s.
- SSC, 2000d. Report on the assessment of the geographical BSE-risk (GBR) of Norway. 1-36. EU-commission, Scientific steering committee: http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out134_en.pdf, pr. 25/1/2001d
- SSC, 2001. Updated opinion on: The safety of organic fertilisers derived from ruminant animals - Adopted by the Scientific Steering Committee at its meeting of 10-11 May 2001. 1-12. European Commission: http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out205_en.pdf, pr. 28/5/2001
- Suter II, G. W., 1993. Ecological Risk Assessment. Lewis Publishers, US.
- Tabatabai, MA, 1977. Effects of trace elements on urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 9: 9-13.
- Tateishi, J., 1985. Transmission of Creutzfeldt-Jakob disease from human blood and urine into mice. *Lancet* 2: 1074.
- Taylor, D.M., 1999. Transmissible Degenerative Encephalopathies. Inactivation of the causal agents. I: Russel, A.D., Hugo, W.B., Ayliffe, G.A.J. (Eds.), Principles and Practice of Disinfection Preservation and Sterilisation. Blackwell Scientific Publications, Oxford, s. 222-236.
- Tokuz, R. Y., 1991. The Response of Activated-Sludge Process to Hazardous Organic Wastes. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*. 8(3): 245-256.

- U.S. EPA, 1979: Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal. 625/1-79-001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
- U.S. EPA, 1993: 40 CFR Parts 257, 403 and 503: Standards for the Use and Disposal of Sewage Sludge. Fed. Register 58, No. 323, 9248-9415. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
- VEAS, Vestfjorden avløpsselskap, 2000: Årsmelding 2000.
- Veterinærinstituttet, 2000. Faglige vurderinger omkring BSE. Svar på henvendelse fra Statens dyrehelsetilsyn av 3. mars 2000. Veterinærinstituttet, Oslo, 23 s.
- Vigerust, E. og Selmer-Olsen, A. R., 1985. Tungmetalloptak i planter ved bruk av kloakkslam. Serie B 2/85. Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole, 1432 Ås.
- Vigerust, E. og Selmer-Olsen, A. R., 1986. Basis for metal limits relevant to sludge utilisation. Davis, R. D., Haeni, H., og L'Hermite, P., Eds. Factors Influencing Sludge Utilization Practices in Europe. Barking: Elsevier Applied Science Publishers Ltd, pp. 26-42.
- Vigerust, E., Selmer-Olsen, A. R., og Siriratpiriya, O., 1984. Nikkel og andre tungmetaller i kloakkslam - betydning for bruksmuligheter. Del I: virkning av ulike metaller på planter, dyr og mennesker. Retningslinjer for begrenning av tungmetalltilførsel med slam. Vekstforsøk med stigende nikkeltilførsel. 1/84. Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole, 1432 Ås.
- Vigerust, Einar, Selmer-Olsen, Alf Reidar, og Siriratpiriya, Orawan, 1986. Nikkel og andre tungmetaller i koakkslam - betydning for bruksmuligheter. Del II: Opptak av nikkel i planter. 4/86. Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole, 1432 Ås.
- Wasteson, Y., 1999. *Escherichia coli*. Granum, P.E., red. Smittsomme sykdommer fra mat. 2. utg. Kristiansand: Høyskoleforlaget. s. 57-69.
- Weissenfels, W. D., Klewer, H. J., og Langhoff, J., 1992. Adsorption of Polycyclic Aromatic-Hydrocarbons (Pahs) by Soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 36(5): 689-696.
- Wilesmith, J.W., Wells, G.A.H., Cranwell, M.P., Ryan, J.B.M., 1988. Bovine spongiform encephalopathy: epidemiological studies. *Vet. Rec.* 123: 638-644.
- Witter, E., 1992. Heavy Metal Concentrations in Agricultural Soils Critical to Microorganisms. Rapport nr. 4079. Naturvårdsverket, Solna, Sverige.
- Wu, X. Og Vigerust, E. 1994. Disposal of sewage sludge: heavy metal fluxes in Norwegian agriculture. Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole, 1432 Ås

Vedlegg 1

Behandlingsmetoder for avløpsslam

Kalkbehandling (Orsa-metoden)

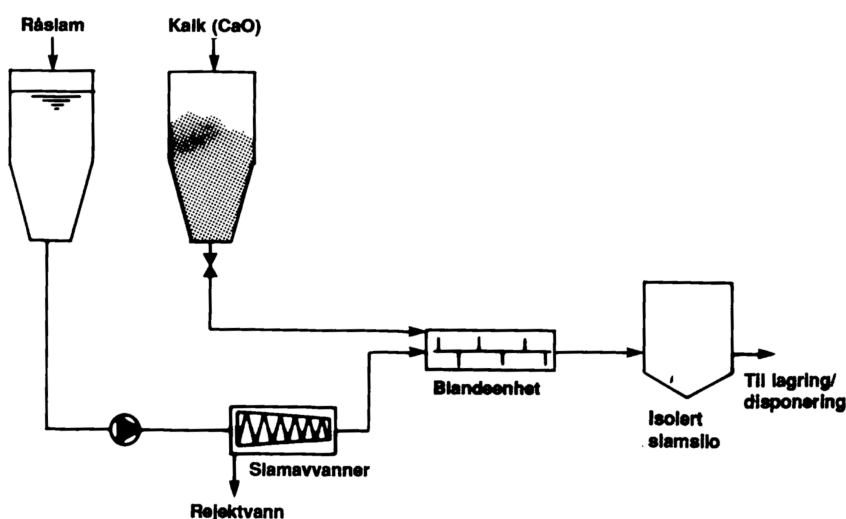
Kalktilsetning til avløpsslam vil gi en pH-heving som inaktiverer mikroorganismene i slammet så lenge pH holdes over ca. 11. Patogene bakterier og virus vil også bli uskadeliggjort, og metoden innebærer en betydelig hygienisering av slammet, men parasittegg og bakteriesporer kan overleve. Det er bare dersom kalktilsetningen også fører til betydelig temperaturheving at man kan oppnå et slam som både er midlertidig stabilisert og fullstendig hygienisert. Dette kan oppnås ved å tilsette ulesket (brent) kalk til avvannet slam (Orsa-metoden).

Ved tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam vil man i tillegg til høy pH også få en kraftig temperaturstigning i slammet. Dette skyldes den energien som frigjøres når ulesket kalk kommer i kontakt med vann. Temperaturøkningen i slammet vil i første rekke avhenge av tilsatt kalkmengde og TS-innholdet i det avvannede slammet. I tillegg vil isoleringen av lagertanken for det kalkbehandlede slammet avgjøre hvor raskt temperaturen faller igjen under lagring. Et slam med f.eks. 25% TS etter avvanning trenger en kalktilsetning på ca. 550 kg CaO/tonn TS for å oppnå en temperatur på over 60°C (forutsatt 15°C i slammet før kalktilsetning). Sammen med kalkens pH-effekt vil en slik temperaturøkning gi en god hygienisering av slammet.

For å oppnå en tilfredsstillende hygienisering bør temperaturen i det behandlede slammet være minst 55°C i 2 timer etter kalkbehandlingen. Samtidig bør pH-verdien i slammet være 12,5 rett etter slambehandlingen, i henhold til de tyske ATV-retningslinjene (ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988).

En del av vannet i slammet vil bindes kjemisk til kalken, og samtidig vil noe vann fordampe pga. temperaturøkningen. Dette vil, sammen med den tørrstofftilførselen som kalken representerer, medføre at man får en betydelig økning av TS-innholdet i slammet. Slam med TS-innhold på 25% før kalktilsetning vil f.eks. oppnå bortimot 40% TS ved en kalkdosering på ca. 550 kg CaO/tonn TS.

Orsa-metoden krever en kalksilo, en lagersilo for avvannet slam, en blandeenhet for ulesket kalk og avvannet slam, transportbånd til slamsilo (eventuelt tørrslampumpe) og en isolert hygieniseringssilo eller -container (figur V1-1).



Figur V1-1: Prinsippkisse for Orsa-metoden for tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam.

Metoden er i bruk ved flere norske renseanlegg, bl.a. RA-2 (Lillestrøm, 100.000 PE), Geilo (Hol, 8.000 PE), Elstrøm (Skien, 24.500 PE), Bårud (Modum, 4.000 PE), Åros (Røyken, 5.000 PE), Frya (Sør-Fron, 3.700 PE), TAU (Tønsberg, 82.500 PE), Nordre Foss Avfallsanlegg (Holmestrand, 50.000 PE), AHSA (Askim, 28.000 PE) og Innbygda (Trysil, 4.000 PE). I underkant av 10% av norsk avløpsslam behandles med denne metoden.

Kalkslammet vil ha en tørr, "grynaktig" konsistens som gjør det lett å håndtere og spre på jordarealer. Med kalktilsetning på over 500 kg/tonn TS vil det også kunne lagres en god stund før det begynner å skje en nedbrytning av organisk stoff i slammet. Det vil likevel alltid være en fare for at midlertidig stabilisert slam skaper luktproblemer dersom det ikke moldes ned relativt snart.

Ikke alle anlegg med Orsa-metoden har temperatur over 55°C i 2 timer etter kalkbehandlingen, og ikke alle anlegg analyserer heller for innhold av bakterier i slammet, og ingen analyserer for parasittegg. Noen anlegg mangler isolert lagringssilo eller -container for slammet etter kalkbehandlingen, og slammet i overflaten vil da ikke få så høy temperatur i 2 timer. På Geilo renseanlegg pumper man slammet inn i midten av haugen, og slammet rundt fungerer som isolasjon rundt det ferskeste slammet.

På de største renseanleggene med kalkbehandling av slammet har man god kontroll på temperatur og bakterier i slammet. På TAU har det ikke vært mer enn 10 termofile koliforme bakterier per gram tørrstoff siden 1992, og ingen Salmonella er påvist i slammet. På en del mindre anlegg har man mindre kontroll med temperaturen, og det kan nok forekomme at slammet ikke har fått høy nok temperatur alltid, ettersom det er vanskelig å stille inn kalkmengden riktig i forhold til tørrstoffinnholdet i slammet. Det tas lite kontrollmålinger av temperatur etter kalktilsetning og bakterier i slammet på noen av anleggene, mens noen anlegg har bra med data for dette. Det er ikke tatt prøver av parasittegg i slammet.

Kompostering

Kompostering er en prosess hvor organisk materiale i avvannet avløpsslam brytes ned av mikroorganismer som bakterier og sopp under tilgang på oksygen. Det nedbrytbare organiske stoffet omvandles til et humuslignende sluttprodukt (stabilisering), og som "biprodukter" fås karbondioksid, vann og energi (varme). På grunn av varmeproduksjonen skjer det en temperaturheving i slammet, og nedbrytningen av organisk stoff foregår vanligvis i det termofile temperaturområdet (over ca. 45°C). Det er i først rekke den økte temperaturen som gir en hygienisering av slammet, selv om en toksisk virkning av stoffskifteprodukter fra komposteringsfloraen også er av betydning.

Komposteringen er avhengig av faktorer som pH og fuktighet i slammet, varmeisolering og ikke minst oksygentilførsel. Det er vanligst å blande slam med bark, sagflis, knust eller malt kvist, eller andre organiske avfallsprodukter for å få en tilfredsstillende porøsitet, slik at oksygenoverføringen blir god og stoffskifteprodukter kan frigis, og slik at C/N-forholdet i komposten blir optimalt for kompostering.

Vi deler vanligvis komposteringsanleggene i tre typer:

- Rankekompostering
- Kompostering på luftet plate
- Reaktorkompostering

Forskjellen mellom prosessene er graden av kontroll med driftsbetingelsene. Ved rankekompostering har man mindre grad av kontroll, mens man i større grad kan kontrollere

betingelsene ved de to andre typene. Kompostering på luftet plate er så vidt vi vet ikke lenger i bruk i Norge, og vil derfor ikke bli omtalt her.

Ved rankekompostering legges massen i ranker eller hauger. For å oppnå god hygienisk kvalitet på komposten bør denne vendes ofte. Vendingen foretas vanligvis med hjullaster eller spesialbygde vendemaskiner. Det siste er nå tilgjengelig i flere størrelser, og anbefales for å få en godt omdannet kompost.

Behandlingstiden ved rankekompostering er svært avhengig av tørrstoff i komposten, strukturmateriale og antall vendinger. Vanligvis må man regne med fra seks måneder til flere år, men ved intensiv vending under tak den første måneden kan total behandlingstid reduseres til ca. 3 måneder.

I Norge er det i dag i drift flere store rankekomposteringsanlegg for avløpsslam, bl.a. i Halden, Drammen, Nedre Eiker, Øvre Eiker, Kragerø, Vennesla og Namsos kommune (Midtre Namdal avfallsselskap). Det er også flere anlegg på Vestlandet, i Trøndelag og i Nord-Norge for behandling av avvannet septikslam, bl.a. et innendørs anlegg på Osterøy. Anleggene er ofte små, selv om det også er anlegg for opptil 100.000 PE. I størrelsesorden 10% av norsk avløpsslam behandles i rankekomposteringsanlegg.

Ved reaktorkompostering foregår første del av prosessen i en lukket beholder med behandlingstid på vanligvis mindre enn to-tre uker.

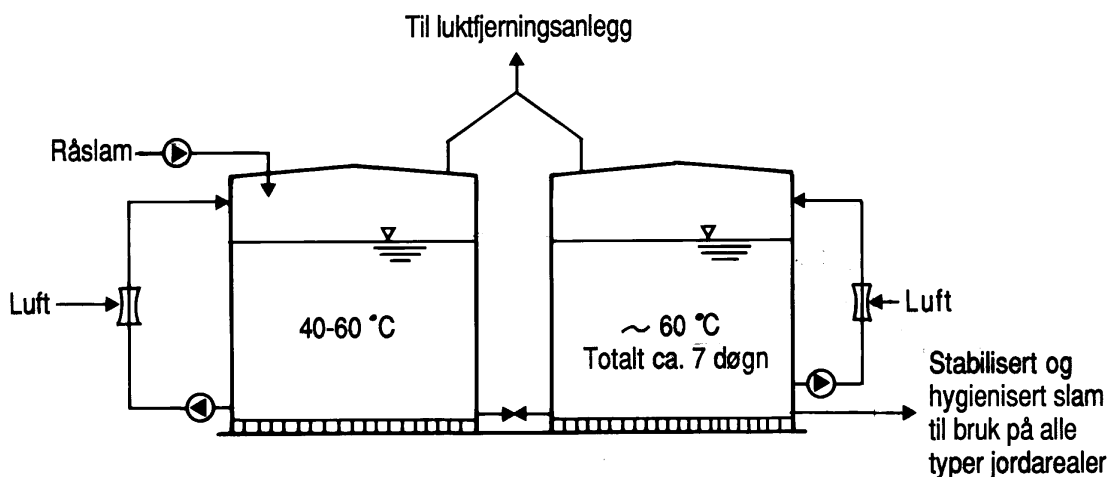
Ved reaktorkompostering bør tørrstoffinnholdet i slam + strukturmateriale være over 30% før det tilføres reaktoren. Den reelle oppholdstiden i reaktoren bør være minst ti dager ved en temperatur på minst 55°C. Ved passering gjennom reaktoren bør alt slammet ha passert en varmesone hvor temperaturen er minst 65°C og oppholdstiden minst 48 timer, i henhold til de tyske ATV-retningslinjene (ATV/VKS_Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988). Etter reaktorkomposteringen bør råkomposten ettermodnes i minst to uker. I denne perioden bør det skje minst én vending av haugene. I USA er kravet til reaktorkompostering at temperaturen skal være minst 55°C i 3 døgn (U.S. EPA, 1993). Reaktorkompostert slam som overholder dette kravet, vil også overholde Slamforskriftens krav.

Det finnes reaktorkomposteringsanlegg for avløpsslam i bl.a. Hjartdal, Eidfjord, Oppdal, Grimstad og Kristiansand. I størrelsesorden 5% av norsk avløpsslam behandles i reaktorkomposteringsanlegg.

Våtkompostering (aerob, termofil stabilisering)

Aerob, termofil stabilisering (eller våtkompostering som er et mer dekkende norsk ord) er basert på biologisk omsetning av organisk materiale i slammet under tilgang på oksygen. På samme måte som ved konvensjonell kompostering, utvikles det varme ved nedbrytning av organisk stoff, men siden slammet her behandles i væskeform (fortykket slam), kreves det spesiell utrustning for å opprettholde en høy temperatur i prosessen. Dette innebærer bl.a. bruk av lukkede, isolerte prosesstanker og spesielle luftesystemer som ikke gir for stor luftgjennomstrømning med tilhørende varmetap.

Figur V1-2 viser en prinsippsskisse av et våtkomposteringsanlegg som vil gi både hygienisering og stabilisering av slammet. Våtkompostering av avløpsslam er kun tatt i bruk på Vårnes renseanlegg (10.000 PE) i Stokke kommune i Vestfold, og på to gårdsbruk hvor husdyrgjødsel og septikslam behandles (i Etnedal i Valdres og i Meldal i Sør-Trøndelag). I tillegg brukes metoden for behandling av slammet fra det biologisk/kjemiske renseanlegget for næringsmiddelbedriften Maarud. Under 1% av norsk avløpsslam behandles ved våtkompostering.



Figur VI-2: Prinsippskisse av et våtkomposteringsanlegg.

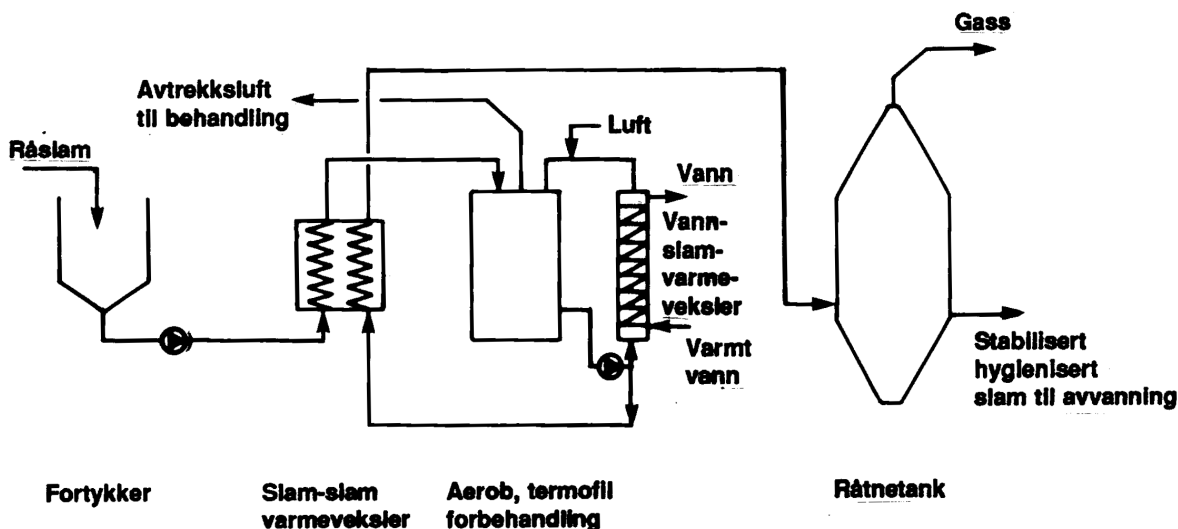
I en våtkomposteringsprosess med to tanker vil man enkelt kunne få et slam som tilfredsstillende slamforskriften, så lenge tørrstoffinnholdet i råslammet er over ca. 3%. I de tyske ATV-retningslinjene (ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988) stilles krav om to reaktorer i serie, og hydraulisk oppholdstid på minst 5 døgn. Temperaturen skal ha vært over 50°C i 23 timer, over 55°C i 10 timer eller over 60°C i 4 timer. I det amerikanske regelverket stilles krav om 55 – 60°C ved midlere slamoppholdstid på 10 døgn (U.S. EPA, 1993).

Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering

Aerob, termofil forbehandling

Aerob, termofil forbehandling er i prinsippet samme prosess som våtkompostering (aerob, termofil stabilisering). Oppholdstiden er imidlertid vesentlig kortere fordi hensikten bare er å få en hygienisering av slamm og ingen vesentlig nedbrytning av organisk stoff, da dette skal skje i den etterfølgende anaerobe stabiliseringen. I Tyskland er kravet til aerob, termofil forbehandling at det skal være minst 60°C i minimum 4 timer, og at temperaturen i etterfølgende rånetanker skal være minst 30°C (ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988).

Figur VI-3 viser prinsippskisse av aerob, termofil forbehandling kombinert med etterfølgende anaerob stabilisering.



Figur VI-3: Prinsippskisse av aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering.

For å få tilstrekkelig høye temperaturer i prosessen for hygienisering må det tilføres varme i tillegg til den som utvikles i prosessen, og det benyttes ulike typer varmevekslere for dette.

Anaerob stabilisering

Anaerob stabilisering innebærer en mikrobiell omsetning av organisk stoff i slammet uten tilgang på fritt oksygen. Prosessen skjer i en lukket tank hvor det organiske materialet først brytes ned til enklere organiske forbindelser som organiske syrer, alkoholer osv. Disse forbindelsene omvandles så videre til sluttproduktene metan, karbondioksid og vann. Nedbrytningen av organisk stoff fører til at mulighetene for mikrobiologisk aktivitet med luktutvikling reduseres betydelig i behandlet slam (stabilisering). Slammet er tilfredsstillende stabilisert når ca. 40% av organisk materiale er nedbrutt (U.S. EPA, 1979)

Prosessen drives vanligvis i temperaturområdet 35-40°C (mesofil) ved at slammet tilføres varme. Oppholdstiden bør være over 12 døgn etter aerob forbehandling. Prosessen kan også drives i temperaturområdet 50-55°C (termofil), og kan da også gi en hygienisering av slammet dersom temperaturen holdes over 55°C i minimum 10 timer. Det må da normalt være to tanker i serie for å unngå kortslutningsstrømmer mellom inngående og utgående slam. Oppholdstiden i råtnetankene kan reduseres ved termofil utråtning, og det danske regelverket oppgir minimum 7 døgns oppholdstid. På Bekkelaget renseanlegg er termofil anaerob stabilisering tatt i bruk, og denne formen for anaerob stabilisering er også tatt i bruk på noen svenske anlegg for slambehandling eller behandling av våtorganisk avfall.

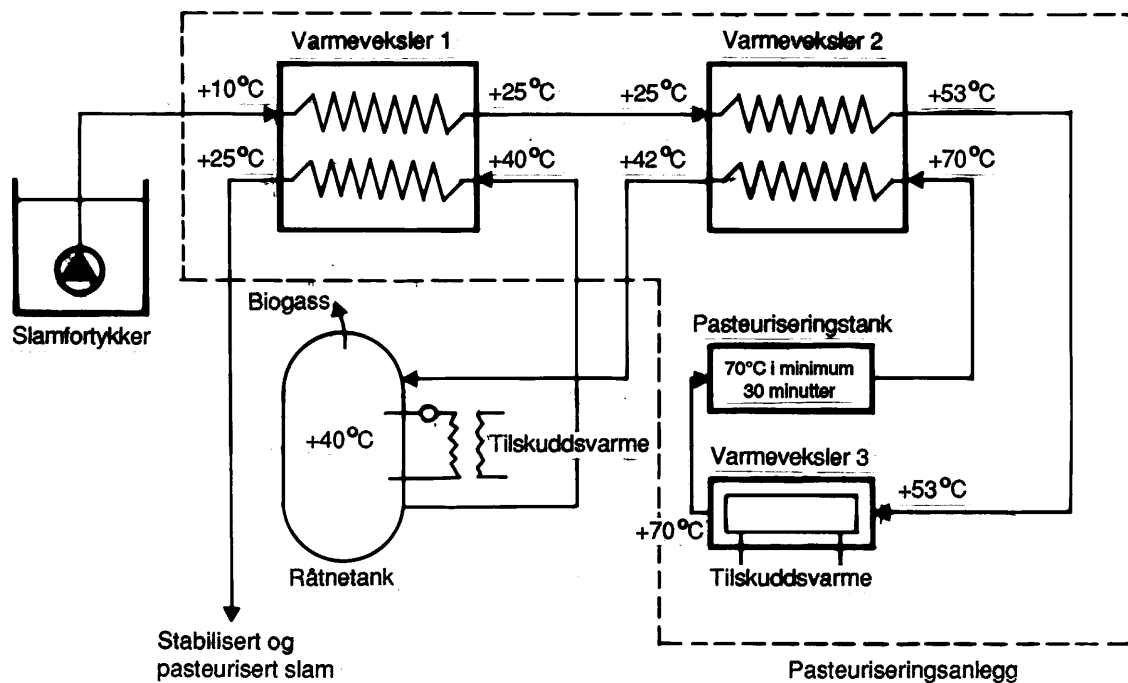
I Norge finns det 8 anlegg med aerob, termofil forbehandling og anaerob stabilisering: Alvim (Sarpsborg, 65.000 PE), Bodal (Rakkestad, 10.000 PE), Fuglevik (Rygge, 50.000 PE), Nordre Follo (Ås, 41.000 PE), Monserud (Ringerike, 24.000 PE), Sellikdalen (Kongsberg, 24.000 PE), Knarrdalstrand (Porsgrunn, 82.500 PE) og Odderøya (Kristiansand, 61.000 PE). Ca. 10% av norsk avløpsslam behandles med denne metoden.

Ved anaerob stabilisering av avløpsslam er det vanlig å oppnå 40-50% nedbrytning av det organiske stoffet i slammet. Dette gir i størrelsesorden 25-30% reduksjon av totalt slamtørrstoff, slik at slammengdene blir tilsvarende mindre. Avvanningsegenskapene for godt utråtnet slam er bedre enn for råslam, men ved bare delvis utråtning blir avvanningsegenskapene normalt dårligere enn for råslam.

Slammets jordforbedrende evne er for en stor del relatert til innholdet av organisk materiale. Dette blir redusert ved stabiliseringen, men det er så vidt vites ikke gjort undersøkelser som viser at stabilisert slam har mindre jordforbedrende evne enn langtidslagret slam. Godt utråtnet slam lukter kun på nært hold, og det er liten fare for lukt over lange avstander.

Pasteurisering + anaerob stabilisering

Pasteurisering vil si å utsette slammet for en temperatur på min. 70°C i minst 30 minutter. Dette er også kravet til driftsbetingelser i USA, mens man i Tyskland (ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988) har krav om 65°C i 30 minutter, 70°C i 25 minutter, 75°C i 20 minutter, eller 80°C eller mer i 10 minutter. Ved pasteurisering før anaerob stabilisering oppnår man et slam som er både stabilisert og hygienisert. For å få minst mulig energitap i prosessen varmer man vanligvis slammet opp i tre trinn. I første trinn varmes kaldt råslam opp til 25-30°C ved å varmeveksle det mot utråtnet slam fra råtnetanken. I neste trinn varmes det opp til 50-60°C ved å varmeveksle det mot ferdig pasteurisert slam, slik at det pasteuriserte slammet også blir avkjølt til ca. 40°C før det tilføres råtnetanken. I det tredje trinnet varmes slammet ytterligere opp til ca. 70°C ved å varmeveksle det med varmt vann (80-95°C) fra en fyrkjele som benytter biogassen som energikilde (figur V1-4).



Figur VI-4: Prinsippskisse av pasteuriseringsanlegg med tre varmevekslingstrinn.

I Norge er det tre renseanlegg med pasteurisering og anaerob stabilisering: Øra (Fredrikstad, 120.000 PE), Sandefjord (41.000 PE) og Ladehammeren (Trondheim, 120.000 PE). Slammet fra disse anleggene representerer i underkant av 10% av norske slammengder.

Termisk hydrolyse kombinert med anaerob stabilisering og tørking

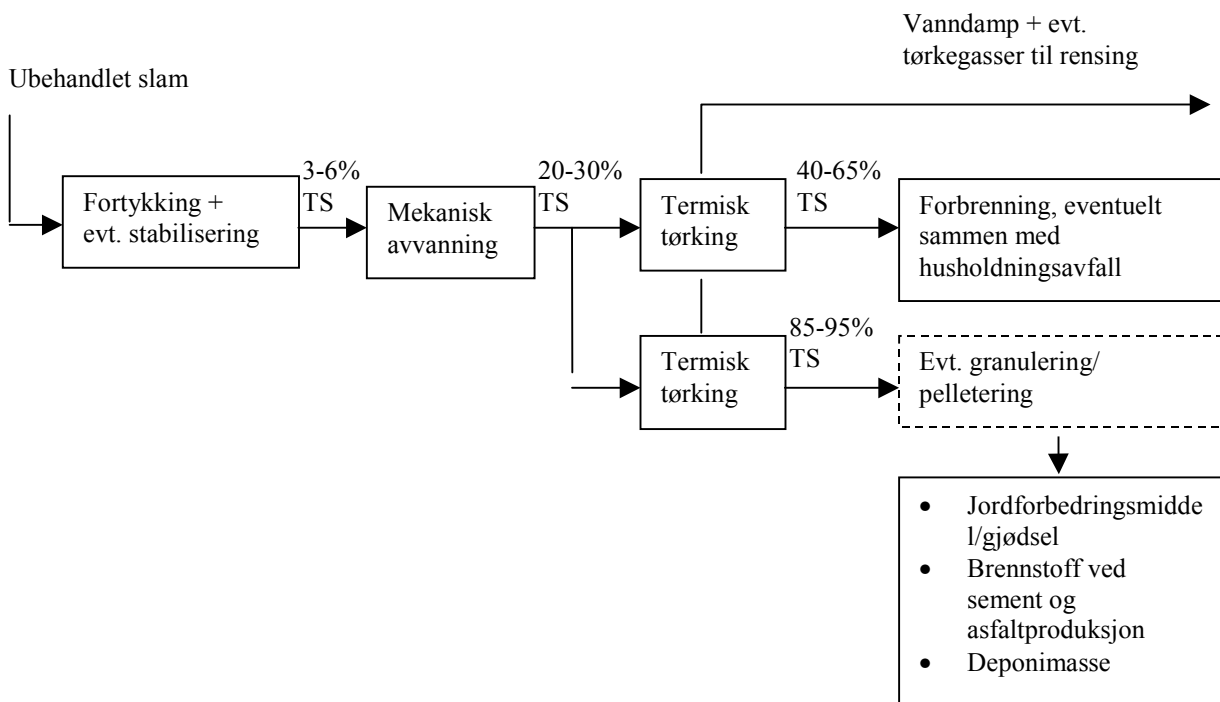
På HIAS (Hamarområdet, 75.000 PE, ca. 2% av norsk avløpslamproduksjon) har man bygget et slambehandlingsanlegg basert på Cambi-metoden, en norskutviklet slambehandlingsmetode. Cambi-prosessen starter med at avvannet råslam gjøres pumpbart i en blandetank. Deretter ledes massen til en termisk reaktor hvor massen hydrolyseres og steriliseres ved høy temperatur (ca. 160°C) og høyt trykk. Deretter ledes væsken til anaerob stabilisering for produksjon av biogass. Nødvendig oppholdstid i råtnetankene blir redusert som følge av hydrolysen i forkant. På HIAS tilsetter man papirfibre og tørker slammene etter utråtningen, og det ferdige produktet er godkjent av Landbruksstilsynet som et jordforbedringsmiddel som kan brukes fritt uten bruksbegrensninger for slam.

Termisk tørking av slam

Ved kombinasjonen anaerob stabilisering og termisk tørking får vi et slam som både er stabilisert, hygienisert, og med høyt tørrstoffinnhold (over 85%). Ved en anaerob stabilisering av slammene vil man også få biogass som kan brukes som energikilde for tørkeprosessen. Termisk tørking uten anaerob stabilisering vil også gi et slam som er hygienisert og midlertidig stabilisert. Det er imidlertid ikke bygd noen norske anlegg med denne prosessen ennå, og forsøk som er gjort med termisk tørking av råslam her i Norge har ikke gitt de ønskede resultater.

Ved termisk tørking fordampes mesteparten av det vannet som er igjen i slammene etter avvanning med maskinelt avvanningsutstyr. Vanligvis drives tørkeprosessen så langt at man oppnår 85-90% TS-innhold i slammene, men tørkingen kan også avsluttes ved et TS-innhold på

40-65% dersom slammet etterpå skal forbrennes (figur V1-5). Ved lagring av tørket slam bør tørrstoffet i slammet være over 85% for å få god lagringsstabilitet.



Figur V1-5: Hovedelementene i et anlegg for termisk tørking av slam.

Det er anaerob stabilisering og tørking av avløpsslam på Sentralrenseanlegg Nord-Jæren (Stavangerområdet, 240.000 PE), Søndre Follo renseanlegg (Ås og Vestby, 22.000 PE), Gardermoen renseanlegg (Ullensaker, 85.000 PE), Rambekk renseanlegg (Gjøvik, 45.000 PE), Lillevik renseanlegg (Larvik, 65.000 PE), Bekkelaget renseanlegg (Oslo, 350.000 PE) og Saulekilen (Arendal, 74.000 PE). VEAS-anlegget (Oslo, Asker, Bærum og Røyken, 750.000 PE) har anaerob stabilisering og vakuumbørking i kammerfilterpressene. Disse anleggene behandler nær halvparten av det norske avløpsslammet.

Langtidslagring av slam

Langtidslagring av avløpsslam vil si å legge slammet ut i ranker eller jevnt utover et område, og la det ligge der i flere år, til slammet blir stabilisert og hygienisert. Langtidslagring av avløpsslam er bare aktuelt for mindre slammengder, da det både er arealkrevende og innebærer betydelig risiko for luktsjenanse. Ved lagring av avvannet råslam i hauger utendørs vil det gradvis skje en omsetning av organisk materiale, og patogene organismer vil dø ut. Hvor lang tid det tar før slammet er stabilisert og hygienisert, avhenger bl.a. av slamtype og klima på stedet.

Det er lite avrenning fra slammet, men det bør likevel være tette masser under en slik lagringsplass. Slammet har en meget stor evne til å ta opp vann, men på steder med store nedbørmengder kan det også være aktuelt å overdekke slamhaugene for å unngå utvasking av slammet.

Det er langtidslagret avløpsslam på svært mange steder i mindre kommuner over hele landet. En kan regne med at i underkant av 10% av norsk avløpsslam behandles med langtidslagring. Slam som har ligget lenge nok eller har blitt bearbeidet av kompostmark, vil ha en jordlignende konsistens og se ut som svart mold. Det kan imidlertid være partier inni haugene hvor det ikke har kommet til oksygen, og hvor slammet er vått, tett og illeluktende. Det vil

være noe mer nitrogen igjen i slammet enn ved anaerob stabilisering, da omsetningen normalt er mindre enn i råtnetanker. Langtidslagret avløpsslam vil normalt lukte mer enn slam som har gjennomgått anaerob stabilisering eller kompostering.

Vedlegg 2

Muligheter for fjerning og inaktivering av prioner

Muligheter for fjerning

Spesifikke vev/organer. Prioner oppformerer kun i spesifikke levende vev, og fjerning av de organer eller vev der smittestoffet oppformerer bidrar til en betydelig reduksjon av mengde smittestoff. Dette er grunnlaget for fjerning av såkalt ”spesifisert risikomateriale” (SRM) etter slakt av storfe og småfe, der de organer som kan inneholde høyest konsentrasjon smittestoff fjernes systematisk og destrueres for å beskytte mennesker, dyr og miljø fra eventuell BSE-smitte (SSC, 2000c).

Spesifikke dyr. Fjerning av hele dyr som er i siste fase av inkubasjonsperioden gjøres nå ved hjelp av hurtig-tester i forbindelse med slakt av spesielt utsatte storfepopulasjoner (alle storfe over 30 mnd i land med BSE, importdyr og nødslakt over 30 mnd m.m. i Norge (SSC, 2000b)). I Storbritannia er konsum av storfe over 30 mnd forbudt siden 1996, med unntak av kjøttfe fra sertifiserte gårder (DEFRA, 2001), noe som antas å fjerne ca 99,5 % av storfe med klinisk BSE (SSC, 1998). Av samme grunn er det nå forbudt å bruke selvdøde dyr, samt døde selskapsdyr eller dyr fra dyreparker m.m., i husdyrfôr (EU Decision 2001/25/EC av 27 desember 2000)(SDT, 1998).

Spesifikke partikler. Prioner er amfifile molekyler som normalt er assosiert med biologiske membraner (Taylor, 1999). I løsning opptrer de som klebrige molekyler som fester seg til andre partikler og har tendens til å aggregere, noe som tenkes å bidra til deres motstandsdyktighet mot inaktivering (Taylor, 1999). I en blanding av organisk materiale er de assosiert med karbohydrat- og proteinfraksjonen heller enn fettfraksjonen, og derfor lite påvirket av fett ekstraksjon (Taylor *et al.*, 1997b; Taylor *et al.*, 1998). Disse egenskapene gjør at en del av smittestoffet kan tenkes å kunne fjernes fra løsninger, slik som avløpsvann fra bedrifter som håndterer smitteholdig vev, gjennom en filtreringsprosess eller annen prosess som renser vannet fra organiske partikler (Gale *et al.*, 1998).

Muligheter for inaktivering

Prioner skiller seg fra konvensjonelle agens ved å vise en uvanlig høy motstandsdyktighet mot både fysiske og kjemiske prosesser. En grundig gjennomgang av litteraturen angående inaktivering av TSE-agens er nylig publisert av Taylor (1999; 2000). Vi vil her gjengi noen punkter av spesiell betydning for avfallshåndtering.

Følgende forhold er viktige å ta hensyn til ved inaktiveringsstudier (Taylor, 1999):

- ulike prionstammer har vist seg å ha svært ulik varmeresistens. Forsøk med en stamme kan derfor ikke uten videre generaliseres. Når det gjelder kjemisk behandling kan man derimot anta at ulike stammer vil reagere relativt likt.
- prioner er mer resistente når de er omgitt av vev, og type vev er trolig av betydning. Inaktiveringsstudier basert på homogenisert hjernevev har derfor begrenset verdi for å forutsi metodens evne til å redusere infektivitet under realistiske betingelser. Valideringsstudier bør innebære de mest ugunstige virkelige betingelsene.
- det er ingen lineær relasjon mellom grad av inaktivering og tid. Inaktiveringen skjer hovedsakelig i løpet av de 15-30 første minuttene og det er liten tilleggseffekt av å behandle lenger enn 1 time (Brown *et al.*, 1982).
- enkelte behandlinger, slik som tørking eller fiksering med etanol eller formalin, øker smittestoffets varmeresistens.
- bioassay er i dag den eneste måten å kvantifisere infektivitet. Infeksiøst vev injiseres til reseptive dyr, som regel unge mus, og infektiviteten vurderes ut i fra lengden på inkubasjonstiden eller andel dyr som utvikler sykdom.

- kjemisk eller fysisk behandling kan forlenge inkubasjonstiden. Derfor er bruk av fulle fortynningsrekker nødvendig for å måle inaktiveringspotensialet av ulike behandlingsmetoder. Inkubasjonstid alene er ikke tilstrekkelig.

Effekt av varmebehandling:

Prioner er meget resistente mot tørr varme. Hjernevev infisert med en hamster-tilpasset skrapesjukestamme viste liten reduksjon i infektivitet etter 5-15 minutter ved 150°C, og var fremdeles infeksiosøst etter 15 minutters behandling ved 600°C, selv om vevet var redusert til aske (Brown *et al.*, 2000). Ved 1000°C forsvant imidlertid all infektivitet. En slik varmeresistent tyder på helt særegne mekanismer for smitteoverføring (Brown *et al.*, 2000).

I forbindelse med BSE-epidemien startet en rekke forsøk på å gjenskape de forhold som oppstår under fabrikasjon av kjøtt- og benmel. De første forsøkene av Taylor *et al.* (1995) viste at flere av prosessene som ble brukt for å produsere kjøtt- og benmel i Storbritannia på 80-tallet ikke var tilstrekkelige til å inaktivere BSE-agens i slakteavfall. Dette bekreftet tidligere epidemiologiske studier om betydningen av kjøtt- og benmel for spredning av BSE (Wilesmith *et al.*, 1988) og førte til nye krav for varmebehandling i EU i 1994 (siden oppjustert i 1995 og 1996 (D 96/449/EC)). Prosesser uten damptrykk, med en slutttemperatur på 112-122°C og en prosessetid på 20-57 minutter, viste seg å ha liten effekt på BSE-infektiviteten (Taylor *et al.*, 1995).

Trykkoking (133°C/3 bar/20 min) viste seg derimot å effektivt inaktivere både skrapesjuke og BSE-agens i tilsvarende pilotforsøk med små mengder materiale (Taylor *et al.*, 1995; Taylor *et al.*, 1997b). Forsøkene begrenser muligheten for å oppnå høy infektivitet i utgangspunktet slik at en delvis inaktivering fortsatt kan detekteres med tilgjengelige analysemetoder (bruk av klassiske musemodeller), som er relativt lite følsomme. I praksis kunne disse forsøkene detektere en 100-1000 ganger reduksjon i infektivitet. I følge ekspertene er det ingen garanti for at samme prosess, under industrielle og kommersielle forhold, vil totalt inaktivere BSE-agens i kjøtt- og benmel (Schreuder *et al.*, 1998). Selv om enkelte forskere mener at en slik behandling kan føre til en reduksjonsfaktor på 10^5 - 10^6 , anbefales for sikkerhetsskyld å benytte en reduksjonsfaktor på 10^3 i risikovurderinger (SSC, 1998). Resultater av forsøk med trykkoking er oppsumert i SSCs rapport "Updated scientific report on the safety of meat-and-bone meal derived from mammalian animals fed to non-ruminant food-producing farm animals" av 1998 (SSC, 1998).

I flere forsøk har BSE-agens vist seg å være noe mer varmeresistent enn skrapesjuke agens (Taylor *et al.*, 1997b; Schreuder *et al.*, 1998).

Mer presis kunnskap om effekten av varmebehandling av slakteavfall, med neutral eller alkalisk pH, på TSE-agens og næringsverdi, vil forhåpentligvis bli tilgjengelig snart takket være felles innsats av forskere fra Storbritannia (D.M. Taylor), Nederland (B.E.C. Schreuder) og Italia (G. Piva), samt sentrale representanter fra industrien (R. C. Oberthür, Tyskland)⁸, i pågående et program støttet av EU-midler (EU, 2000).

Effekt av tørking:

Prioner er meget motstandsdyktige mot tørking. Skrapesjukeagens har vist seg å kunne overleve i tørket tilstand i over 30 måneder (Taylor, 1999). I tillegg er det vist at tørking kan gi prioner økt varmeresistens. For eksempel har skrapesjukeagens vist seg å ha økt varmeresistens etter at smitemateriale var tørket på en glassplate, noe som er av betydning ved dekontaminering av utstyr som har vært i kontakt med infeksiosøst vev (Taylor, 1999). Infektivitet i lyophilisert vev har også vist seg å ha større varmeresistens enn i ferskt vev (Taylor, 1999).

⁸ EU prosjekt FAIR J-CT98-7019 "TSE-agent inactivation, product quality evaluation and sterilisation process simulation in rendering processes for the production of feed grade animal protein"

Forsøk på å gjenskape betingelser forenlige med behandling av slakteavfall har vist at situasjonen i praksis kan være annerledes enn det som forventes ut i fra laboratorieforsøk med rent vev. Tørking av avfettet skrapesjuka- eller BSE-infisert materiale i 240 min ved 72°C og undertrykk (0,8 bar) resulterte i et sluttprodukt med 2-4 % vann og 100-1000 ganger reduksjon i mengde smittestoff (Taylor *et al.*, 1995; Taylor *et al.*, 1997b). Disse funnene kom overraskende på forskerne som ønsket gjennom denne prosessen å skape et produkt med høy infektivitet for viderebehandling (Taylor *et al.*, 1995). Det er derved fremdeles usikkert hvordan tørking av organisk avfall og deres produkter eventuelt påvirker prioner. I følge EUs SSC er det også usikkert om en effekt av tørking adderes til effekten av varmebehandling ved tørking av kjøtt- og benmel (SSC, 1998).

Effekt av lav pH:

En rekke effekter av lav pH er registrert under eksperimentelle forhold med TSE-infisert vev (tabell V2-1).

Tabell V2-1: pH-effekter på reduksjon i infektivitet

Syre	pH	Temperatur	Tid	Reduksjon i infektivitet	Referanse
Pereddiksyre 1-19%	ia	romtemp.	24 t	0 %	(Taylor, 1991)
Barbituratbuffer	4,8	2°C	24 t	96 %	(Mould <i>et al.</i> , 1965)
HCl 0,02M	3,6	2°C	24 t	95 %	(Mould <i>et al.</i> , 1965)
HCl 0,1M	2,1	2°C	24 t	87 %	(Mould <i>et al.</i> , 1965)
HCl 1M	0,1	romtemp.	1 t	≤ 98 %	(Brown <i>et al.</i> , 1986)
HCl 1M	ia	romtemp.	1 t	98 %	(SSC, 2000a)
HCl 1M	ia	65°C	1 t	~100%*	(SSC, 2000d)
Maursyre 98-100%**	ia	ia	1 t	>99,999%	(Taylor <i>et al.</i> , 1997a)

ia = ikke angitt

* trolig overvurdert, forsøket hadde viktige metodiske mangler

** som mellombehandling i en fikseringsprosess av hjernevev for histologisk undersøkelse

Effekt av lav pH på prioner synes å være relativt kompleks. Prioner er vannavstøtende, og har tendens til å klumpe seg sammen til større enheter når de befinner seg i en løsning. Disse er fremdeles smittsomme, og mer resistente mot inaktivering. I følge Taylor kan dette forverres ved lav pH (Taylor, 1991), noe som kan forklare at Mould *et al.* (Mould *et al.*, 1965) ikke fant noen sterkere effekt av pH 2,1 sammenlignet med 4,8 (se tabell V2-1). Dette kan også forklare at ekstrem lav pH, ned mot 0,1, har begrenset effekt på infektiviteten (≤ 98% reduksjon i (Brown *et al.*, 1986)).

Det er grunn til å se nærmere på effekten av varm syrebehandling. I en vurdering refererer SSC til en nærmest komplett inaktivering av prioner ved hjelp av konsentrert saltsyre (HCl 1M) i en time ved 65°C (SSC, 2000a). De understreker imidlertid at det er viktige metodiske feil ved forsøket, og det er derfor umulig å trekke noen sikre konklusjoner. Likevel kan man tenke seg at varme begrenser muligheten for at prioner klumper seg sammen til større enheter, og vil derfor være mer utsatt for effekten av syre.

Taylor (Taylor, 1991) foreslår at såpeløsninger vil kunne bidra til å redusere sammenklumpingen av prioner, og dermed øke effektiviteten av syrebehandling.

Effekt av høy pH:

Det er liten effekt av pH-verdier opp til 10, men økende effekt deretter (Taylor, 1999). Brown *et al.* 1982 (Brown *et al.*, 1986) fant en reduksjonsfaktor på ca 10^5 - 10^6 av infektiviteten til CJD- og skrapesjuka-infisert materiale når det ble behandlet ved pH 12-12,5 i en time (0,1 N NaOH løsning). Ved pH 10 (0,01 N NaOH løsning) var reduksjonsfaktoren ca 10.

Taylor *et al.* (Taylor *et al.*, 1994) fant en reduksjonsfaktor på 10^5 - 10^6 etter behandling av skrapesjuka-materiale ved pH 13 (1 N NaOH løsning).

En kombinasjon av høy pH og trykkoking antas å kunne inaktivere prioner totalt (Taylor, 1999).

Referanser

Brown, P., Rau, E.H., Johnson, B.K., Bacote, A.E., Gibbs, C.J., Jr., Gajdusek, D.C., 2000. New studies on the heat resistance of hamster-adapted scrapie agent: Threshold survival after ashing at 600 {degrees}C suggests an inorganic template of replication. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A* 97: 3418-3421.

Brown, P., Rohwer, R.G., Gajdusek, D.C., 1986. Newer data on the inactivation of scrapie virus or Creutzfeldt-Jakob disease virus in brain tissue. *J. Infect. Dis.* 153: 1145-1148.

Brown, P., Rohwer, R.G., Green, E.M., Gajdusek, D.C., 1982. Effect of chemicals, heat, and histopathologic processing on high- infectivity hamster-adapted scrapie virus. *J. Infect. Dis.* 145: 683-687.

DEFRA, 2001. BSE information: Over Thirty Month Cattle. DEFRA:
<http://www.defra.gov.uk/animalh/bse/index.html>, pr. 18/9/2001

EU, European Commission (Ed.), 2000. Transmissible spongiform encephalopathies: the european initiative - Catalogue of funded projects. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 129s.

Gale, P., Young, C., Stanfield, G., Oakes, D., 1998. Development of a risk assessment for BSE in the aquatic environment. *J. Appl. Microbiol.* 84: 467-477.

Mould, D.L., Dawson, A.M., Smith, W., 1965. Scrapie in mice. The stability of the agent to various suspending media, pH and solvent extraction. *Res. vet. Sci.* 6: 151-154.

Schreuder, B.E., Geertsma, R.E., van Keulen, L.J., van Asten, J.A., Enthoven, P., Oberthur, R.C., de Koeijer, A.A., Osterhaus, A.D., 1998. Studies on the efficacy of hyperbaric rendering procedures in inactivating bovine spongiform encephalopathy (BSE) and scrapie agents. *Vet. Rec.* 142: 474-480.

SDT, 1998. Status of Norway with regard to transmissible spongiform encephalopathies (TSE). *Statens dyrehelsetilsyn*, Oslo, 21 s.

SSC, 1998. Updated scientific report on the safety of meat-and-bone meal derived from mammalian animals fed to non-ruminant food-producing farm animals. SSC Meeting of 24-25 September 1998.
http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out26_en.html, pr. 9/2/2001

SSC, 2000a. Considerations on the safety of amino acids from human hair hydrolysate used in cosmetic products for topical application, with regard to Transmissible Spongiform Encephalopathy risks: adopted by the Scientific Steering Committee at its meeting of 25-26 May 2000. EU:
http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out110_en.html, pr. 16/2/2001a

SSC, 2000b. Opinion of the Scientific Steering Committee on a method for assessing the Geographical BSE-Risk (GBR) of a country or region - update-. 9 pp s.

SSC, 2000c. Preliminary Opinion - Oral Exposure of Humans to the BSE Agent: Infective Dose and Species Barrier. 53pp. s.

SSC, 2000d. Updated Report and Scientific Opinion on the safety of hydrolysed proteins produced from bovine hides. Initially adopted by the Scientific Steering Committee at its meeting of 22-23 October 1998 and updated at its meeting of 25-26 May 2000. 1-29. http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out109_en.html, pr. 2/2/2001d

Taylor, D.M., 1991. Resistance of the ME7 scrapie agent to peracetic acid. *Veterinary Microbiology* 27: 19-24.

Taylor, D.M., 1999. Transmissible Degenerative Encephalopathies. Inactivation of the causal agents. I: Russel, A.D., Hugo, W.B., Ayliffe, G.A.J. (Eds.), *Principles and Practice of Disinfection Preservation and Sterilisation*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, s. 222-236.

Taylor, D.M., 2000. Inactivation of transmissible degenerative encephalopathy agents: A review [see comments]. *Vet. J.* 159: 10-17.

- Taylor, D.M., Brown, J.M., Fernie, K., McConnell, I., 1997a. The effect of formic acid on BSE and scrapie infectivity in fixed and unfixed brain-tissue. *Vet Microbiol.* 58: 167-174.
- Taylor, D.M., Fernie, K., McConnell, I., Ferguson, C.E., Steele, P.J., 1998. Solvent extraction as an adjunct to rendering: the effect on BSE and scrapie agents of hot solvents followed by dry heat and steam. *Vet. Rec.* 143: 6-9.
- Taylor, D.M., Fraser, H., McConnell, I., Brown, D.A., Brown, K.L., Lamza, K.A., Smith, G.R., 1994. Decontamination studies with the agents of bovine spongiform encephalopathy and scrapie. *Arch. Virol.* 139: 313-326.
- Taylor, D.M., Woodgate, S.L., Atkinson, M.J., 1995. Inactivation of the bovine spongiform encephalopathy agent by rendering procedures. *Vet. Rec.* 137: 605-610.
- Taylor, D.M., Woodgate, S.L., Fleetwood, A.J., Cawthorne, R.J., 1997b. Effect of rendering procedures on the scrapie agent. *Vet. Rec.* 141: 643-649.
- Wilesmith, J.W., Wells, G.A.H., Cranwell, M.P., Ryan, J.B.M., 1988. Bovine spongiform encephalopathy: epidemiological studies. *Vet. Rec.* 123: 638-644.

Vedlegg 3

Påvisning og bestemmelse av prionsykdommer, prioner og infektivitet

Påvisning av sykdom hos dyr og mennesker gjøres først og fremst gjennom undersøkelse av hjernevev. "Gullstandarden" for diagnostikk er histopatologisk undersøkelse av formalinfiksert hjernevev, der man ser etter spesifikke lesjoner. Standardprotokollen for BSE er beskrevet i OIEs manual (OIE, 2000). Undersøkelsen krever ca 2 uker, trente nevropatologer, og relativt ferskt vev. Immunhistokjemi utføres også på formalinfiksert hjernevev eller lymfoidvev, er mer følsom enn ren morfologisk undersøkelse, og pålitelig også når vevet er noe ødelagt (Deslys *et al.*, 2001b).

Nylig er det utviklet en rekke hurtigtester som kan gjennomføres innen en dag, og som også gjøres på hjernevev. Til nå er tre slike tester godkjent av EU for masseundersøkelse av storfe og småfe med tanke på BSE/skrapesjuka (Prionics Check test, basert på western blotting; Enfer test og Bio-Rad Platelia test, basert på ulike ELISA teknikker) (EU, 2001; Deslys *et al.*, 2001b). Disse påviser prioner, som så langt er den eneste kjente spesifikke molekylær markør for prionsykdommer. De godkjente testene er meget sikre, men er teknisk krevende og kan ikke påvise sykdom tidlig i inkubasjonsperioden. Generell informasjon om testene er tilgjengelig på EUs web-sider (EU, 2000).

Påvisning av infektivitet (smittestoff) i ulike vev gjøres ved hjelp av "bioassay". En gruppe mottakelige dyr blir injisert med vevet som skal testes, og følges for å se om de utvikler sykdom. Kvantifisering av infektiviteten gjøres vha fortynningsrekker. Størst sensitivitet (følsomhet) oppnås ved å bruke samme art som vertsarten, for å unngå artsbarriæren. I praksis brukes som regel musemodeller. Ulempene ved musemodellen er at kun små volummengder kan injiseres (typisk 20µl intracerebralt eller 0,2 ml intraperitonealt per mus), og ved testing av infektivitet fra andre arter enn mus er inkubasjonstiden meget lang (typisk 300-800 dager) og sensitiviteten lav pga artsbarriæren (Deslys *et al.*, 2001b). Bio-Rad hurtigtesten har vist seg å være minst like følsom som klassiske musemodeller for påvisning av BSE i hjernevev fra storfe (Deslys *et al.*, 2001a).

Det foregår stor aktivitet internasjonalt med tanke på å utvikle mer følsomme metoder samt å utvikle gode metoder for påvisning av prioner eller andre markører for sykdom hos levende individer. For skrapesjuka og vCJS kan biopsi av lymfatisk vev (bl.a. tonsiller) benyttes (Schreuder *et al.*, 1998; O'Rourke *et al.*, 1998). Det er utviklet en kapillærelektroforese metode som klarer å påvise skrapesjuka-prioner i blodet hos sau i inkubasjonsperioden (Schmerr og Jenny, 1998), men muligheten for å bruke denne metoden i rask diagnostikk er usikker.

Referanser

Deslys, J.P., Comoy, E., Hawkins, S., Simon, S., Schimmel, H., Wells, G., Grassi, J., Moynagh, J., 2001a. Screening slaughtered cattle for BSE. *Nature* 409: 476-478.

Deslys, J.P., Lasmezas, C.I., Comoy, E., Domont, D., 2001b. Diagnosis of Bovine Spongiform Encephalopathy. *Vet. J.* 161: 1-3.

EU, 2000. Frequently asked questions about BSE-tests. http://europa.eu.int/comm/food/fs/bse/bse21_en.html, pr. 19/9/2001

EU, 2001. Commission Regulation (EC) No 1248/2001 of 22 June 2001 amending Annexes III, X and XI to Regulation (EC) No 999/2001 of the European Parliament and of the Council as regards epidemio-surveillance and testing of transmissible spongiform encephalopathies. *Official Journal of the European Communities* L 173 0012-0022. EC: http://europa.eu.int/eur-lex/en/lif/dat/2001/en_301R1248.html, pr. 18/9/2001

O'Rourke, K.I., Baszler, T.V., Parish, S.M., Knowles, D.P., 1998. Preclinical detection of PrPSc in nictitating membrane lymphoid tissue of sheep. *Vet. Rec.* 142: 489-491.

OIE, 2000. Bovine spongiform encephalopathy. I: OIE (Ed.), *Manual of standards Diagnostic Tests and Vaccines 2000*. 4th ed. Paris,

- Schmerr, M.J., Jenny, A., 1998. A diagnostic test for scrapie-infected sheep using a capillary electrophoresis immunoassay with fluorescent-labeled peptides. *Electrophoresis* 19: 409-414.
- Schreuder, B.E., van Keulen, L.J., Vromans, M.E., Langeveld, J.P., Smits, M.A., 1998. Tonsillar biopsy and PrPSc detection in the preclinical diagnosis of scrapie. *Vet. Rec.* 142: 564-568.