

# Vurdering av datagrunnlaget for risikovurdering av miljøgifter og forurensninger i norsk avløpsslam

## Forprosjekt

Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S


Rapport nr: 06-012  
Prosjekt nr: O-05158

Prosjektleder: Siv.ing. Bjarne Paulsrud, Aquateam  
Medarbeidere: Dr.scient Carl Einar Amundsen, Bioforsk Jord og miljø  
Cand.scient Hege Stubberud, Bioforsk Jord og miljø  
Cand.scient Thomas Hartnik, Bioforsk Jord og miljø  
Cand.real Mona Weideborg, Aquateam

## RAPPORT

Postboks 6875 Rodeløkka  
0504 Oslo  
Telefon: 22 35 81 00  
Telefaks: 22 35 81 10

Rapportnummer: 06-012  
Tilgjengelighet: Begrenset

Rapportens tittel  Vurdering av datagrunnlaget for risikovurdering av miljøgifter og forurensninger i norsk avløpslam - Forprosjekt	Dato 31.03.2006
	Antall sider og bilag 61
Forfatter(e) sign.  Bjarne Paulsrud  Carl Einar Amundsen  Hege Stubberud  Thomas Hartnik  Mona Weideborg	Ansv. sign.  Ragnar Storhaug  
	Prosjektnummer  O-05158
Oppdragsgiver Vitenskapskomiteen for mattrygghet	Oppdr.givers ref. Stine Husa

Aquateam AS og Bioforsk Jord og miljø har på oppdrag fra Vitenskapskomiteen for mattrygghet i fellesskap gjennomført et forprosjekt hvor det er vurdert tilgjengelig datagrunnlag for risikovurdering av miljøgifter og forurensninger i norsk avløpslam. I forprosjektet har man valgt ut ca. 100 enkeltstoffer (grunnstoffer og organiske forbindelser), hovedsakelig basert på miljømyndighetenes OBS-liste og prioritetslister. Det er laget en database ("Stoffegenskaper slamrisiko") for de utvalgte stoffene hvor det er lagt vekt på miljødata, d.v.s. effekter på mikroorganismer, alger, planter, og jord- og vannlevende dyr (ikke pattedyr). Det er videre sett på eksponeringsveier og -konsentrasjoner, basert på bruk av avløpslam i henhold til "Forskrift om gjødselvarer m.v. av organisk opphav" (gjødselvarerforskriften). Det er også gjort en gjennomgang av tidligere risikovurderinger av slam utført i andre land.

Forprosjektrapporten konkluderer med en liste over stoffer som man har tilstrekkelig med data om til å kunne gjøre en fullstendig risikovurdering m.h.p. bruk av slam på jordarealer (jordbruk, grøntarealer, jordblandinger). Dette gjelder de 7 tungmetallene som er regulert i gjødselvarerforskriften samt 5 grupper av organiske forbindelser (PCB, PAH, ftalater, LAS og NPE). NORVAR har satt i gang arbeid for å framskaffe data om innholdet av en rekke andre stoffer i norsk slam, slik at disse stoffene også kan inngå i VKM's risikovurderinger.

### Stikkord - norsk

### Stikkord - engelsk

Avløpslam	Sewage sludge, biosolids
Risikovurderinger	Risk Assessment
Tungmetaller, Uorganiske forurensninger	Heavy metals, inorganic pollutants
Organiske forurensninger	Organic micropollutants
Kjemikalier	Chemicals



6.30. Polyklorerte dibenzodioksiner/dibenzofuraner (PCDD/PCDF) .....	47
6.31. Polyklorerte naftalener .....	48
6.32. Klorerte parafiner (kort- og mellomkjedete).....	48
6.33. Perfluoroktanylsulfonat (PFOS).....	49
6.34. Perfluorinert oktansyre (PFOA) .....	49
6.35. Triclosan .....	50
6.36. Legemidler.....	51
6.37. Galaxolide .....	51
6.38. Tonalid.....	52
6.39. Irgarol .....	52
6.40. Diuron.....	53
6.41. Butylhydroksytoluen (BHT).....	53
6.42. Glyfosat .....	54
6.43. DEET .....	55
7. Referanser .....	56

## Forord

Dette forprosjektet omfatter også databasen "Stoffegenskaper slamrisiko" som inneholder data for enkeltstoffer og stoffgrupper. Denne databasen har en del hull og mangler. Dette skyldes at data ikke er funnet innenfor den tids- og kostnadsrammen som prosjektet har hatt. Data som mangler i databasen, kan derfor i mange tilfeller finnes ved bruk av mer ressurser. Vi er bl.a. kjent med at NORVAR planlegger å få gjennomført en screeningundersøkelse av slam fra noen avløpsrensaneanlegg for å få dokumentert innholdet av en rekke organiske og uorganiske forbindelser som det hittil ikke er analysert på i norsk slam. Dette vil kunne gi grunnlag for å gjøre fullstendige risikovurderinger av flere stoffer/stoffgrupper enn det som framgår av denne forprosjektrapporten.

Det har vært prioritert å samle miljødata framfor helsedata da prosjektgruppen har gått ut ifra at VKM og Mattilsynet i større grad har kunnskap om eller tilgjengelige data for helserisiko enn for miljørisiko.

Prosjektgruppen mener at informasjonen i databasen er et godt utgangspunkt for å gjøre generelle vurderinger av risiko og til å gjennomføre risikovurderinger for flere stoffer og stoffgrupper. Datainnsamlingen har kun vært fokusert på avløpsslam som kilde til miljøgifter og forurensninger i jord, slik at en samlet eksponeringsvurdering for stoffer og stoffgrupper ikke kan gjøres på bakgrunn av opplysninger i databasen.

I arbeidet med å beregne eksponeringsdoser for siste ledd i næringskjedene (målgrupper) (se kapittel 5) er maksimale eksponeringskonsentrasjoner beregnet også for bruk av avløpsslam utenfor landbruket. Dette innebærer at datagrunnlaget som er sammenstilt i denne rapporten, gir muligheter for å gjøre risikovurderinger også ved bruk av avløpsslam utenfor landbruket (grøntarealer, jordblandinger)

## 1. Sammendrag og konklusjoner

### *Risikovurderinger av avløpsslam*

Den mest omfattende risikovurderingen som hittil er publisert vedrørende disponering av avløpsslam, ble gjennomført av USEPA i perioden 1982-1992. Dette er et meget grundig arbeid hvor bl.a. 14 forskjellige eksponeringsveier for avløpsslam ble modellert. Data for opptak i planter, oppkonsentrering i næringskjedene, akseptable inntaksdoser, kombinasjoner av eksponeringer etc. ble lagt til grunn for risikovurderingen. Ett av utgangspunktene for risikovurderingen var at de mest utsatte individene skulle beskyttes ("Highly Exposed Individuals"). Risikovurderingen førte til at 9 uorganiske stoffer ble regulert, men ingen organiske. Grenseverdiene ble satt på grunnlag av de mest kritiske eksponeringsveiene. Grenseverdiene til USEPA er svært høye og tillatte tilførsler av en del grunnstoffer er langt høyere enn det som dagens norske regelverk tillater (for eksempel 500 ganger mer Cd). Mange svakheter er etter hvert avdekket rundt den risikovurderingen som ble foretatt i 1982-92, og ekspertgrupper har foreslått å gjennomføre nye risikovurderinger hvor nye undersøkelser av slamkvalitet legges til grunn, og hvor eksponeringsbetingelser og endepunkter vurderes på nytt.

I Danmark ble det i 1996 konkludert med at det var grunn til å regulere innholdet av PAH-forbindelser, nonylfenol og nonylfenoletoksilater (NPE), lineære alkylbensulfonater (LAS) og di-etyl-heksyl-ftalat (DEHP). Begrunnelsen for dette var relativt høye funn av disse forbindelsene i avløpsslam og ikke vurderinger av miljø- og helserisiko. Senere vurderinger av "Afskæringsværdier" som ble vedtatt av Miljøstyrelsen i 1996, viste at det på økotoksikologisk grunnlag var grunn til å heve disse.

I Sverige er det ikke gjennomført risikovurderinger i tilknytning til regelverket for bruk av avløpsslam på jordbruksarealer. Relativt grundige vurderinger av mulige effekter av bromerte flammehemmere, bromerte bifenyler og hormonforstyrrende stoffer har imidlertid vært gjennomført i Sverige. Konklusjonene av disse vurderingene er at sannsynligheten for negative effekter av disse stoffgruppene som følge av bruk av slam, er minimal. Mer kunnskap er imidlertid ønskelig, spesielt for hormonforstyrrende stoffer.

### *Valg av stoffer og stoffgrupper*

Hundre enkeltstoffer (grunnstoffer og organiske forbindelser) ble valgt ut i dette forprosjektet som stoffer det var ønskelig å vurdere datagrunnlaget til. Disse stoffene ble valgt ut basert på ulike kriterier. Det viktigste kriteriet har vært at norske miljømyndigheter i dag har fokus på stoffet, enten ved at det står på myndighetenes OBS-liste, en av prioritetslistene (A, B) eller at stoffene er eller har vært inkludert i screeningundersøkelser i miljøet. For en del av grunnstoffene har et kriterium vært at bruk av avløpsslam tilsynelatende vil gi relativt rask fordobling av jordkonsentrasjonene (<100 år).

### *Eksponeringsdata – norsk avløpsslam*

Eksponeringskonsentrasjonene for de ulike endepunktene i risikovurderingen må basere seg på det norske regelverket for bruk av avløpsslam. En gjennomgang av "Forskrift om gjødselvarer m.v. av organisk opphav" (gjeldende norsk regelverk som regulerer bruk av avløpsslam) viser at det er tre bruksområder av avløpsslam som vil gi de høyeste eksponeringskonsentrasjonene for de endepunkter som er valgt.

1. Tilførsel av 4 tonn slamtørrestoff av klasse I avløpsslam per daa og 10 år til dyrket jord
2. Tilførsel av 5 cm avløpsslam av klasse III blandet inn i jord på grøntarealer (må blandes inn i jord, for eksempel 10 cm)
3. Bruk av 30 % klasse II avløpsslam i jordblandinger i private hager

Tilførsel av 4 tonn slamtørrstoff av klasse I avløpslam per daa per 10 år vil gi maksimal eksponeringskonsentrasjon for endepunktet i 7 eksponeringsveier. Tilførsel av 5 cm klasse III avløpslam blandet inn i jord (10 cm) på grøntarealer gir maksimal eksponeringskonsentrasjon for 8 eksponeringsveier, og bruk av 30 % klasse II avløpslam brukt i jordblandinger gir maksimal eksponeringskonsentrasjon for 1 eksponeringsvei. Bruksområde 1 og 2 kan gi maksimal eksponeringsdose for samme endepunkt og eksponeringsvei litt avhengig av hvordan risikovurderingen gjennomføres (se kapittel 5).

I vedlagte database "Stoffegenskaper slamrisiko" er konsentrasjonene av stoffer i jord eller jordblandinger etter 10 års bruk (1 slamdose) beregnet.

#### Database

Databasen "Stoffegenskaper slamrisiko" inneholder data som er funnet for de prioriterte stoffene og stoffgruppene. Det er lagt vekt på miljødataene, dvs. effekter på mikroorganismer, alger, planter og jord- og vannlevende dyr (ikke pattedyr). Der hvor helsebaserte grenseverdier har vært relativt raskt tilgjengelig, er dette også inkludert. Effektnivåer for dyr og beitende dyr spesielt, er ikke inkludert.

Når det gjelder effekter på jord- og vannlevende organismer, er det lagt vekt på å bruke data fra kroniske forsøk og/eller reproduksjonsforsøk.

#### Prioriteringer av stoffer og stoffgrupper

Mengde og kvalitet på informasjon om innhold i avløpslam og jord, effekter på helse og miljø, fordeling og transport i miljøet, stabilitet og nedbrytning er brukt for å gi anbefalinger vedrørende grunnlag for risikovurderinger eller vurdering av generell miljøfare. Vi har valgt å dele stoffene/stoffgruppene inn i to grupper.

#### 1. Stoffe med tilstrekkelig data for å gjøre en fullstendig risikovurdering:

##### Krav:

- Tilgjengelige data for innhold i norsk avløpslam
- Effekter på organismer i jord og vann er tilgjengelig
- Data for nedbrytning i miljøet er tilgjengelig

Uorganiske forbindelser	Organiske forbindelser
Kadmium	Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH16)
Bly	Ftalater (DEHP, DBP)
Kvikksølv	Polyklorerte bifenyler (PCB)
Nikkel	Lineære alkylbensensulfonater (LAS)
Sink	Nonylfenoler og nonylfenoletoksilater
Kobber	
Krom	

## 2. Stoffer hvor det mangler data i norsk avløpsslam og/eller effektdata i jord og vann for å kunne gjøre en risikovurdering

Uorganiske forbindelser	Manglende data <sup>1)</sup>	Organiske forbindelser	Manglende data <sup>1)</sup>
Arsen	Slam	Organiske tinnforbindelser	Slam
Sølv	Slam	Bisfenol A	Slam
Tinn	Slam	Oktylfenol- og oktylfenoletoksilater	Slam
Selen	Slam	Klorerte alifater	Slam
Vismut	Slam, Effekt	Penta- og deka.PBDE	Slam
Vanadium	Slam	Øvrige Polybromerte difenyletere (PBDE)	Slam, Effekt
Antimon	Slam	Tetrabrom bisfenol(A) (TBBPA)	Slam
Wolfram	Slam, Effekt	Heksabromcyclododekan (HBCD)	Slam
Beryllium	Slam, Effekt	Polyklorerte dibenzodioxiner/dibenzofuraner)	Effekt
Molybden	Slam	Polyklorerte naftalener	Slam, Effekt
		Klorerte fenoler	Slam
		Klorerte bensener	Slam
		Klorerte parafiner	Slam
		PFOS	Slam, Effekt
		PFOA	Slam, Effekt
		Triclosan	Slam
		Hormoner <sup>2)</sup>	Slam, Effekt
		Fluorokinoloner <sup>2)</sup>	Slam, Effekt
		Tetracycliner <sup>2)</sup>	Slam, Effekt
		Galaxolide	Slam, Effekt
		Tonalid	Slam, Effekt
		Irgarol	Slam, Effekt
		Diuron	Slam, Effekt
		Butylhydroksytoluen	Slam, Effekt
		Glyfosat	Slam
		DEET	Slam, Effekt

<sup>1)</sup>**Slam:** Manglende data for innhold i norsk avløpsslam. **Effekt:** Manglende data for nedbrytning/effekter i miljøet.

<sup>2)</sup> Disse stoffene og evt. andre legemidler bør vurderes nærmere når resultatene fra SFT-screeningen for legemidler foreligger.

## 2. Innledning

### 2.1. Bakgrunn

Norsk Landbrukssamvirke Servicekontor AS sendte 10.02.2005 et brev til Mattilsynet med et ønske om at myndighetene skal foreta "en helhetlig vitenskapelig risikovurdering av mulige helse- og miljørisiko knyttet til bruk av avløpsslam som gjødsel på jordbruksarealer". Det foreslås også at dette er en aktuell oppgave for Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM). Mattilsynet har hatt en dialog med VKM, og faggruppe 5 diskuterte henvendelsen i sitt møte 28.09.2005. Faggruppen konkluderte med at de ønsket risikovurderinger vil berøre flere fagfelt enn det Faggruppe 5 har ansvaret for, og de foreslo at det settes ned en arbeidsgruppe (ad-hoc gruppe) med en sammensatt kompetanse for å komme fram til et mandat for arbeidet i samråd med Mattilsynet.

Siden VKM ikke har noen erfaringer med miljøgifter og forurensninger i avløpsslam, var det ønskelig å utføre et forprosjekt hvor relevant informasjon sammenstilles på grunnlag av tilgjengelige litteraturdata og kunnskaper innen slam-bransjen. Aquateam og Bioforsk Jord og miljø ble engasjert til å utføre dette forprosjektet.

### 2.2. Mål

Forprosjektet har som mål å sammenstille relevant informasjon om miljøgifter og forurensninger i avløpsslam og avklare for hvilke stoffer/stoffgrupper det finnes tilstrekkelig med data til at VKM kan gjennomføre fullstendige risikovurderinger av avløpsslam brukt som gjødsel på jordbruksarealer i Norge.

### 3. Gjennomgang av publiserte risikovurderinger for bruk av avløpslam som gjødsel i landbruket

#### 3.1. Generelt om risikovurderinger ved bruk av avløpslam

Slam har vært brukt som gjødsel og jordforbedringsmiddel på ulike typer landarealer i mer enn 100 år, og de fleste land i den vestlige verden har nasjonale eller regionale reguleringer for slambruken. Det er imidlertid bare unntaksvis at grenseverdier for innhold av miljøgifter/forurensninger i slammet (mg/kg slamtørrestoff (TS)), bruksmengder (kg TS pr. arealenhet og tidsenhet) og bruksrestriksjoner er fastsatt på grunnlag av risikovurderinger. I EU's slamdirektiv for bruk av slam på jordbruksarealer (CEC, 1986) er f.eks. grenseverdiene for innhold av tungmetaller i slam satt på grunnlag av det som den gang var ansett å være et realistisk innhold i slammet fra de fleste renseanlegg i Europa uten dominerende tilknytning av industri med tungmetallutslipp. Senere har mange land i Europa lagt seg på en strengere linje, basert på "føre-var" prinsippet samt ønsket om at bruk av slam ikke skal medføre noen netto akkumulering av tungmetaller i jorda.

Så langt vi kjenner til er det bare USA som har et slamregelverk (US EPA, 1993) som er basert på komplette risikovurderinger. Det er imidlertid bare 9 metaller (i hovedsak tungmetaller) som er regulert (grenseverdier og/eller mengdebegrensninger) på grunnlag av risikovurderinger (se kap. 3.2), mens man har utelatt alle organiske miljøgifter/forurensninger, da risikovurderingene viste at grenseverdiene for innhold i slam ville blitt liggende langt over det nivået som man hadde funnet i slam fra avløpsrenseanlegg.

I Danmark ble det på midten av 90-tallet gjennomført enklere risikovurderinger i tilknytning til innholdet av en del organiske miljøgifter/forurensninger i slam for å se om det var grunnlag for å fastsette grenseverdier for disse stoffene i slam ved bruk på jordbruksarealer (Kristensen et al., 1996). Det ble anbefalt å innføre grenseverdier for  $\Sigma$ PAH, NPE, DEHP og LAS. Risikovurderingene ble imidlertid ikke brukt til å fastsette de grenseverdiene ("afskæringsverdier") som kort tid etter kom i det danske regelverket for bruk av avfallsprodukter til jordbruksformål (Miljø- og Energiministeriet, 1996). Jensen (2004) har publisert undersøkelser som viser at flere av de danske grenseverdiene kan heves betydelig uten at det får noen økotoksikologiske konsekvenser (se kap. 3.3.).

Det finnes også eksempler i litteraturen på relativt detaljerte risikovurderinger som er utført på enkelte stoffgrupper i slam, bl.a. bromerte flammehemmere (Hellstrøm, 2000).

Ellers er det nylig publisert en fin oversiktsartikkel om hvordan man kan bruke risikovurderings-metodikk for å fastsette grenseverdier for innholdet av organiske forurensninger i slam som skal brukes i jordbruket (Showanek et al., 2004).

#### 3.2. Risikovurderinger i tilknytning til regelverket for avløpslam i U.S.A

De mest omfattende risikovurderinger som hittil er publisert vedrørende disponering (bruk + deponering) av avløpslam, ble gjort av United States Environmental Protection Agency i perioden 1982 – 1992 i forbindelse med revideringen av det føderale slamregelverket i USA (US EPA, 1993). Hele arbeidet kostet 15 millioner dollar, og det omfattet følgende hovedelementer:

- Registrering av alle mulige "hazards" knyttet til disponering av slam
- Utsendelse av spørreskjemaer (50 sider) til 479 utvalgte avløpsrenseanlegg i USA for å få detaljert informasjon om behandling og disponering av slam
- Prøvetaking av slam fra 208 av disse anleggene, og prøvene ble analysert på 412 ulike parametere (342 organiske og 70 uorganiske) i tillegg til analyse av patogener

- Modellering av 14 forskjellige eksponeringsveier for slam, basert på tilgjengelig informasjon om bl.a. opptak i planter, konsentrasjoner i næringskjeden, akseptable inntaksdoser og kombinasjoner av eksponeringer
- Undersøkelser av eksponeringsnivåer for stoffene som representerte den høyeste risikoen
- Utsendelse av de foreslåtte eksponeringsnivåer og hele metodikken bak dem til internasjonal gjennomgang og vurdering av anerkjente vitenskapsfolk (peer review i 1990)
- Analyse av innkomne kommentarer og revidering av risikoanalyser
- Publisering av de reviderte risikobaserte grenseverdiene for disponering av slam

Ett av utgangspunktene for risikovurderingene var at man skulle beskytte de såkalte "Highly Exposed Individuals" (HEI) i forhold til alle aktuelle eksponeringsveier. Under forutsetning av at en HEI hadde 70 års eksponering og 100 gjentatte påvirkninger med den maksimalt tillatte dosen av det aktuelle stoffet (kjemikaliet) pr. år i hele 70-års perioden, skulle risikoen ikke overstige  $1:10^4$ . Eksponeringsveiene og endepunktene ("Highly Exposed Individuals") som ble benyttet i risikovurderingen for bruk av slam på jordarealer, fremgår av tabell 1. I en separat rapport som kom noen år etter selve slamforskriften, er det vist i detalj hvordan man har beregnet eksponeringene ved de forskjellige eksponeringsveiene (US EPA, 1995, US EPA, 2002a).

Risikovurderingene medførte at 9 uorganiske stoffer ble regulert, men ingen organiske stoffer. Grenseverdiene ble satt på grunnlag av den mest kritiske eksponeringsveien, men det ble ikke brukt kombinasjoner av eksponeringsveier. I tillegg ble det stilt krav til den hygieniske standarden på slam som skulle brukes på jordarealer, og det ble innført to slamklasser (A og B), basert på innhold av patogener og på evnen til å tiltrekke seg vektorer (fugler, rotter etc.). Tabell 2 gir en oversikt over grenseverdiene som ble stilt til de 9 uorganiske stoffene, avhengig av bruksområder og bruksrestriksjoner. De laveste konsentrasjonene gjelder for slam med såkalt "exceptional quality" (EQ) og dette slammet kan brukes uten noen begrensninger i kjøkkenhager, på jordbruksarealer, parker o.s.v. dersom de også overholder hygienekravene til klasse A, mens det er tillatt å bruke slam med høyere konsentrasjoner ("ceiling concentrations") dersom man holder seg innenfor grensene for akkumulert tilførsel (kg TS/ha) eller årlig tilførsel (kg TS/ha/år). Grenseverdiene for EQ-slam som er basert på risikovurderinger, ligger ca. 10 ganger høyere enn tilsvarende grenseverdier i Europa, basert på reelt innhold i lite industribelastet slam samt "føre-var"-prinsippet.

**Tabell 1. Sammenstilling av eksponeringsveier og endepunkter som ble brukt ved risikovurderingene knyttet til revideringen av USA's slamregelverk (US EPA, 1993)**

<b>Eksponeringsveier</b>	<b>Endepunkt</b>	<b>Beskrivelse av "Highly Exposed Individuals" (HEI)</b>
1. Slam → jord → planter →	Mennesker	Menneske (utenom hageeier) som et helt liv (70 år) spiser mat som er dyrket på jordarealer tilført slam
2. Slam → jord → planter →	Mennesker	Hageeier som et helt liv (70 år) spiser mat som er dyrket i egen hage på jord som er tilført slam
3. Slam →	Mennesker	Barn som spiser slam
4. Slam → jord → planter → dyr →	Mennesker	Menneske som et helt liv (70 år) spiser produkter fra dyr som bare spiser fôr fra jordarealer som er tilført slam
5. Slam → jord → dyr →	Mennesker	Menneske som et helt liv (70 år) spiser produkter fra dyr som spiser slam direkte
6. Slam → jord → planter →	Dyr	Dyr som hele sitt liv spiser planter som er dyrket på jord som er tilført slam
7. Slam → jord →	Dyr	Dyr som hele sitt liv spiser slam eller slamblandet jord
8. Slam → jord →	Planter	Påvirkning av planter (fytotoksisitet) p.g.a. opptak av stoffer i slam som er tilført jorda hvor plantene vokser
9. Slam → jord →	Jordlevende organismer	Jordlevende organismer som spiser slamblandet jord
10. Slam → jord → jordlevende organismer →	Predatorer	Fugler som spiser jordlevende organismer som har blitt eksponert for slamblandet jord
11. Slam → jord → luftstøv →	Mennesker	Menneske som hele sitt voksne liv puster inn støvpartikler fra slam (f.eks. bonde)
12. Slam → jord → overflatevann →	Mennesker	Menneske som hele sitt liv (70 år) drikker overflatevann og spiser fisk som inneholder forurensninger fra slam
13. Slam → jord → luft →	Mennesker	Menneske som hele sitt liv (70 år) puster inn forurensninger som stammer fra slam
14. Slam → jord → grunnvann →	Mennesker	Menneske som hele sitt liv drikker grunnvann som inneholder slambaserte forurensninger som har lekket til grunnvannet fra jordarealer som er tilført slam

**Tabell 2. Sammenstilling av grenseverdier for uorganiske stoffer i slam i det amerikanske slamregelverket (US EPA, 1993)**

Stoff	Grenseverdier for EQ-slam <sup>1)</sup> (mg/kg TS)	Maks. konsentrasjoner for å kunne spre slam på jordbruksarealer (mg/kg TS)	Maks. akkumulert tilførsel av "Ikke-EQ-slam" (kg TS/ha)	Maks. årlig tilførsel av "Ikke-EQ-slam" (kg TS/ha/år)
Arsen	41	75	41	2
Kadmium	39	85	39	1,9
Kobber	1500	4300	1500	75
Bly	300	840	300	15
Kvikksølv	17	57	17	0,85
Molybden	-	75	-	-
Nikkel	420	420	420	21
Selen	100	100	100	5
Sink	2800	7500	2800	140
Gjelder for:	Slam som både leveres i "bulk" og som pakket vare	Alt slam som skal brukes på jordarealer	Ikke-EQ-slam som leveres i "bulk"	Ikke-EQ-slam som leveres som pakket vare

<sup>1)</sup> EQ-slam er slam med "exceptional quality"

Utover i 90-årene ble det reist mye kritikk av slamregelverket i USA, primært fordi mange mente at grenseverdiene for de ni uorganiske stoffene var satt altfor høyt og ikke ga en tilstrekkelig beskyttelse for verken mennesker, dyr, planter eller jordlevende organismer inkl. mikroorganismer. Det ble også hevdet at flere stoffer/stoffgrupper burde vært regulert, og organiske miljøgifter som dioksiner/furaner og PCB ble særlig fokusert.

Mye av de kritiske innvendingene mot slamregelverket i denne perioden er sammenstilt og publisert av Harrison et al. (1999). De viktigste innvendingene er listet opp nedenfor:

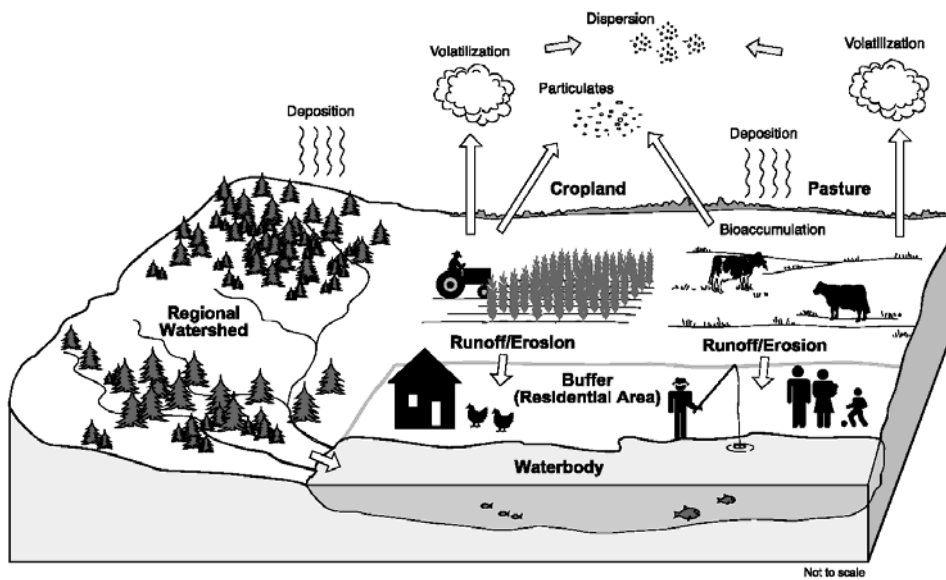
- Det er forutsatt at de ni regulerte stoffene kan tilføres jord via slam i slike mengder at man over tid (100 år) når opp til de antatt akseptable "predictable no-effect" konsentrasjoner (PNEC-verdier). Det er imidlertid ikke tatt hensyn til påvirkning fra andre ukontrollerbare kilder (f.eks. atmosfærisk nedfall) og usikkerheter i eksponeringsveier og i påvirkningen av HEI's.
- Det er ikke lagt inn sikkerhetsfaktorer som tar hensyn til manglende data om effekten av de regulerte stoffene og hvordan dose-respons data skal anvendes i komplekse biologiske systemer.
- Fastsettelse av grenseverdiene er basert på separate vurderinger av de 14 eksponeringsveiene. Det er imidlertid svært sannsynlig at et menneske eller dyr vil bli eksponert via flere eksponeringsveier samtidig.
- Det er valgt å bruke en kreftrisiko på  $1:10^4$ , mens det er vanlig å benytte en risikofaktor på  $1:10^6$ .
- Barns direkte inntak av jord er den mest kritiske eksponeringsveien for fem av de ni regulerte stoffene, og det settes spørsmålstegn ved om den benyttede verdien på 200 mg jord pr. dag er tilstrekkelig høy til å ivareta alle typer barn og situasjoner.
- Risikovurderingene har underestimert stoffinntaket via mat (bl.a. forutsatt for lite grønnsaker i matinntaket og for lavt opptak i planter).

- Mange stoffer, særlig organiske miljøgifter/forurensninger, er ikke regulert og det finnes for lite data om innholdet i slam.
- Ved vurderingene av forurensning av overflatevann/grunnvann er det forutsatt for stor fortykning og nedbrytning av stoffene før de når fram til brønner for drikkevann.
- Reguleringen gir ikke tilstrekkelig beskyttelse av jordas produktivitet (bl.a. for lite vektlegging av fytotoksisitet, avlingsreduksjon og innvirkningen på mikrobiologien i jorda).
- Risiko for miljøpåvirkninger (økotoksisitet) er for lite vektlagt i risikovurderingen.

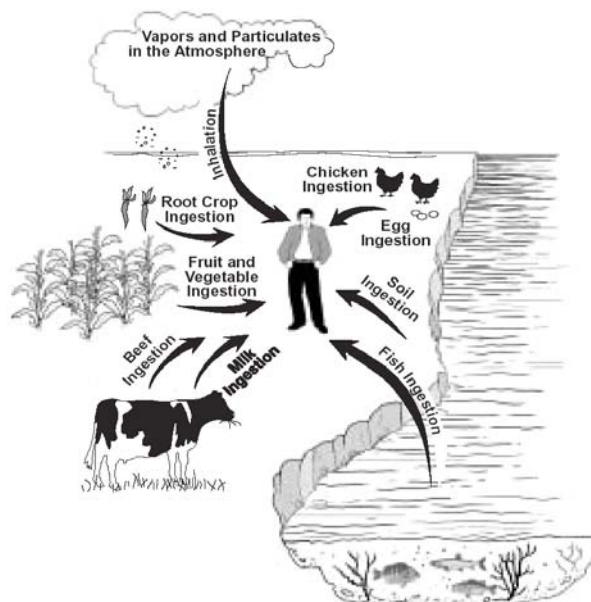
I tillegg til den omfattende kritikken mot fastsettelsen av grenseverdiene for de ni uorganiske stoffene og mangelen av reguleringer for andre stoffgrupper (bl.a. organiske miljøgifter/forurensninger) var det også en utbredt misnøye med hygienekravene for slam av klasse B, som mange mente ikke ga tilstrekkelig beskyttelse av personer som bodde i nærheten av slamspredningsarealene. For å imøtekomme kritikken valgte US EPA i 2000 å la "National Research Council of the US National Academy of Sciences" gjøre en helt uavhengig gjennomgang av slamregelverket. De nedsatte en gruppe eksperter på risikovurderinger med bakgrunn fra de aktuelle basisfagene, og denne gruppen kom fram til følgende hovedanbefalinger vedrørende grenseverdiene for kjemiske stoffer i slamregelverket (NRC, 2002):

- Det bør gjennomføres en ny nasjonal undersøkelse av innholdet av ulike kjemikalier (uorganiske og organiske) i avløpslam, som grunnlag for å vurdere om man skal regulere flere stoffer enn de ni som er regulert nå.
- Det bør gjøres en ny vurdering av de eksponeringsbetingelser som ligger til grunn for eksisterende grenseverdier, idet man bruker de mest moderne prinsipper for risikovurderinger.
- "Conceptual site models" bør brukes for å identifisere viktige og mindre viktige eksponeringsveier.
- Det bør gjennomføres nye risikovurderinger hvor man ser på kombinerte eksponeringer overfor en ny type endepunkt, f.eks. en gårdbrukerfamilie som bor nær ved arealer hvor det spres slam.

US EPA har også gjennomført en risikovurdering av dioksiner, furaner og coplanære PCB'er i slam (US EPA, 2002b). Det ble denne gangen brukt en såkalt "conceptual site model" for bruk av slam på jordbruksarealer (se figur 1), og eksponering via alle aktuelle eksponeringsveier ble forutsatt å skje samtidig (se figur 2). Hovedkonklusjonen på disse risikovurderingene var at det ut fra konsentrasjonsnivået for disse stoffene i slam, ikke var behov for å innføre reguleringer av stoffene i slamregelverket.



Figur 1 "Conceptual site model" for bruk av slam på jordbruksarealer (US EPA, 2002b)



Figur 2 Samtidig eksponering via en rekke eksponeringsveier (US EPA, 2002b)

### 3.3. Risikovurderinger i tilknytning til det danske slamregelverket

På første halvdel av 1990-tallet hadde Miljøstyrelsen i Danmark mange prosjekter i forbindelse med tilførselen av miljøfremmede stoffer til avløpsrensaneanlegg fra ulike typer kilder. Det ble satt særlig fokus på innholdet av organiske miljøgifter/forurensninger i avløpsvann og i slam fra rensaneanleggene. I forbindelse med revisjon av det danske regelverket for bruk av avfallsprodukter (inkl. slam) til jordbruksformål ble det gjort mye arbeid for å kartlegge innholdet av de organiske stoffene i slam, samt vurdere om det var grunnlag for å innføre grenseverdier for noen av stoffene på samme måte som for tungmetallene.

Miljøstyrelsen publiserte i 1996 en oppsummeringsrapport for de undersøkelser som var gjennomført til da (Kristensen et al., 1996). Det var bl.a. gjennomført risikovurderinger på grunnlag av kjemisk karakterisering av avfallsstoffer (primært slam), biologiske tester i tilknytning til jord som mottaker av de organiske stoffene (nitrifikasjonshemming av jordbakterier, toksiske effekter på en jordlevende organisme (Collemboler (spretthaler)) og effekter på spireevnen til salatfrø), litteratordata om opptak av organiske fremmedstoffer i planter samt vurdering av potensialet for nedsiving av stoffene til grunnvann. I risikovurderingene ble det lagt til grunn følgende tre eksponeringsveier:

- Direkte eksponering av jordlevende organismer og planter som en følge av spredning av avfallsprodukter (slam) på jordarealer
- Eksponering av mennesker og husdyr ved inntak av plantemateriale som er dyrket på arealer som har mottatt avfallsprodukter (slam)
- Forurensning av grunnvann

Kristensen et al. (1996) konkluderer med at det er grunnlag for å regulere PAH-forbindelser, nonylfenol + -etoksilater (NPE), lineære alkylbensulfonater (LAS) og ftalatet DEHP, men dette er primært p.g.a. de relativt høye konsentrasjonene som de fant i slamprøvene. Risikovurderingene brukes i liten grad til å komme med forslag til grenseverdier for disse stoffene. I det reviderte danske regelverket for bruk av avfallsprodukter til jordbruksformål (Miljø- og Energiministeriet, 1996) har man valgt å legge seg på vesentlig strengere grenseverdier ("afskæringsverdier") for de aktuelle stoffer/stoffgrupper enn det som risikovurderingene skulle tilsi (se tabell 3).

**Tabell 3. Grenseverdier ("afskæringsverdier") for miljøfremmede stoffer i avfallsprodukter til jordbruksformål (Miljø- og Energiministeriet, 1996)**

Parameter	Grenseverdier i perioden 01.07.1997 – 30.06.2000	Grenseverdier fra og med 01.07.2000
LAS (mg/kg TS)	2600	1300
$\Sigma$ PAH <sub>10</sub> (mg/kg TS)	6	3
NPE (mg/kg TS)	50	10
DEHP (mg/kg TS)	100	50

I en doktorgradsavhandling utført ved Danmarks Farmaceutiske Universitet har Jensen (2004) forsøkt å svare på følgende spørsmål:

- Hva er PNEC-verdiene for LAS, PAH-forbindelser og ftalater i jord?
- Er de eksisterende danske grenseverdier for organiske forurensninger i slam (se tabell 3) tilstrekkelige for å hindre uønskete økologiske effekter ved bruk av slam til jordbruksformål?

- Vil innholdet av LAS, PAH-forbindelser og ftalater i dansk slam innebære en risiko for jordlevende organismer?
- Hovedkonklusjonene til Jensen (2004) er som følger (noe forkortet):
  1. Nye økotoksdata har gjort det mulig å revurdere en rekke danske jordkvalitetskriterier. PNEC-verdier for LAS og  $\Sigma\text{PAH}_8$  i jord er estimert til hhv. 4,6 og 25 mg/kg. For ftalatene DEHP og DBP foreslås konservative og miljømessige sikre verdier på hhv. 10 og 1 mg/kg.
  2. Dersom man bare ser på økotoksikologiske egenskaper og legger til grunn de miljømessige sikre PNEC-verdiene, vil det være mulig å heve noen av de eksisterende grenseverdiene for avløpsslam. Følgende grenseverdier foreslås:
    - a. Det opprinnelige jordkvalitetskriteriet for LAS på 5 mg/kg er fortsatt fornuftig. På det grunnlaget er det konkludert med at nåværende grenseverdi på 1300 mg LAS/kg TS er tilstrekkelig for å beskytte jordmiljøet, mens en grenseverdi på f.eks. 2500 mg LAS/kg TS neppe vil medføre skade på jordbunnsdyr og planter.
    - b. Grenseverdien for  $\Sigma\text{PAH}_{10}$  i slam kan heves fra nåværende 3 mg/kg TS til 50 mg/kg TS uten at dette kan forventes å medføre skader på jordbunnsdyr og planter.
    - c. Grenseverdien for DEHP i slam kan heves fra nåværende 50 mg/kg TS til f.eks. 500 mg/kg TS. Det må imidlertid sikres at det ikke skjer en akkumulering i miljøet. Ut fra et økotoksikologisk synspunkt kan det overveies å erstatte eller supplere grenseverdien for DEHP med en grenseverdi for DBP.

Jensen (2004) konkluderer også med at verken laboratorie- eller feltundersøkelser eller annen tilgjengelig informasjon gir noen indikasjoner på at dansk avløpsslam utgjør noen risiko for landbruks-økosystemer eller vesentlige jordbunnsfunksjoner.

### 3.4. Svenske risikovurderinger

Det er ikke gjort noen risikovurderinger i tilknytning til det svenske regelverket for bruk av slam på jordbruksarealer (Naturvårdsverket, 1994). Hellstrøm (2000) har imidlertid gjennomført risikovurderinger knyttet til innholdet av bromerte flammehemmere i slam som kan bli brukt på jordbruksarealer. Han har sett på hovedgruppene PBDE og PBB og gjennomført risikovurderinger primært knyttet til menneskers eksponering for disse stoffene via slamb Bruken, men meitemark er også vurdert som et endepunkt for eksponering. Det er vurdert menneskers inntak av bromerte flammehemmere via kjøtt, melkeprodukter og grønnsaker og i tillegg er det tatt med barns direkte inntak av slamblandet jord. Hellstrøm, (2000) har forutsatt at for inntak av kjøtt og melkeprodukter, er det lagt til grunn at husdyr får i seg slamblandet jord direkte ved beiting, selv om det i Sverige, på samme måte som i Norge, ikke er tillatt å spre slam direkte på beitemark. Det er videre forutsatt en midlere slamtilførsel på 1 tonn TS/ha pr. år for et uendelig antall år (tillatt slamtilførsel i Norge for slam i tungmetallklasse II er 20 tonn TS/ha pr. 10 år) og maksimalverdier i svensk slam (1999) på 0,275 mg/kg TS av dekaBDE og 0,13 mg/kg TS av pentaBDE. HexaBB er ikke detektert i slam (deteksjonsgrense = 0,0015 mg/kg TS), men deteksjonsgrensen er lagt til grunn ved risikovurderingene.

Hellström (2000) konkluderer med at basert på hans forutsetninger og de aktuelle eksponeringsveier, så foreligger det følgende sikkerhetsfaktorer ved bruk av slam i jordbruket:

- dekaBDE: > 1:70.000
- pentaBDE: > 1: 15.000
- hexaBB: > 1: 4.500

Nilsson (1996) har gjort en utredning om mulig risiko for hormonforstyrrende effekter hos mennesker som et resultat av å bruke slam som gjødsel i landbruket. Det er fokusert på fire kjemikalier som var antatt å ha hormonforstyrrende effekter: Dioksiner (furaner), PCB, nonylfenol og ftalater (DEHP). For hvert stoff/stoffgruppe har man sett på tilførselen til landbruksjord fra avløpsslam, husdyrgjødsel og atmosfærisk nedfall, og vurdert eksponeringsveier for mennesker via avrenning/infiltrasjon til drikkevann, opptak i planter og husdyrs direkte inntak av slamblandet jord.

Nilsson (1996) konkluderer med at kunnskapen om menneskers totaleksponering overfor nonylfenol og ftalater er utilstrekkelig, men bidraget fra slamspredning på jordbruksarealer anses å være minimal. Eksponeringen av dioksiner/furaner og PCB via kjøtt og melkeprodukter beregnes å øke med ca. 1%, dersom man antar at dyrene konsumerer ca. 1 kg slamblandet jord pr. dag. For samtlige undersøkte stoffer/stoffgrupper mener Nilsson (1996) at kunnskapen om de hormonforstyrrende effekter er for liten til at man kan uttale seg om slamspredningens bidrag til risikoen for denne type effekter.

### 3.5. Norske risikovurderinger

Det er ikke foretatt risikovurderinger av miljøgifter knyttet til spredning av avløpsslam i Norge. Siden 1980-tallet har det imidlertid vært gjort mange forsøk hvor opptak av tungmetaller i matvekster er studert. Disse forsøkene er bl.a oppsummert av Amundsen *et al.* (2001). Effekter av avløpsslam på plantevekst og mikrobiologi i jord er også undersøkt i Norge (Amundsen *et al.* 1997). I disse forsøkene som gikk over 4 år, ble ulike mengder og typer avløpsslam tilført tre jordtyper. Kompost av våtorganisk avfall og husdyrgjødsel ble brukt som referanser i forsøkene.

En gjennomgang av risikovurderinger av miljøgifter i avløpsslam ble også gjennomført i 1998 (Amundsen og Linjordet, 1998). I denne rapporten blir det vitenskapelige grunnlaget for eksisterende grenseverdier (i USA, EU, Sverige etc) relativt grundig behandlet. Rapporten kan være et nyttig supplement til gjennomgangen som er gjennomført her.

### 3.6. Diverse relevant litteratur

I forbindelse med revisjonen av EU's slamdirektiv (CEC, 1986) og etableringen av en omfattende "Soil Thematic Strategy" innenfor EU har Schowanek *et al.* (2004) publisert en risikobasert metodikk for å komme fram til grenseverdier (Sludge Quality Standards, SQS) for innholdet av organiske forurensninger i slam som skal brukes på jordbruksarealer. Metodikken bygger på EU's "Technical Guidance Document (TGD) for Environmental Risk Assessment of Chemical Substances" (CEC, 2003). Den forutsetter at man har en sjekkliste for aktuelle eksponeringsveier og endepunkter, og for det mest følsomme (sårbare) endepunktet må man identifisere dets PNEC. Det kompliserte i en slik metodikk for å fastsette grenseverdier i slam, blir da å kunne bruke toksisitetsresultater (f.eks. hormontoksitet) til å fastsette de maksimalt akseptable verdier for stoffene i jord ( $PEC_{jord}$ ) og deretter beregne seg tilbake til grenseverdiene som må settes for innholdet i slam ( $PEC_{slam}$ ). Til slutt må man vurdere effektene av gjentatte slamtilførsler og mulig akkumulering av stoffer i jorda over f.eks. en 100 års periode. Schowanek *et al.* (2004) mener derfor at grenseverdier for organiske forurensninger i slam bør være forskjellig,

avhengig av det lokale (nasjonale) bruksmønsteret for slam (tilførte slammengder, bruksrestriksjoner) og/eller den behandlingen som slammet har gjennomgått før bruken på jordbruksarealer.

Det europeiske standardiseringsorganet (CEN) har i mange år hatt en teknisk komité som arbeider med karakterisering av slam og standardisering av analysemetoder innenfor slamsektoren (CEN/TC 308). Denne komiteen har tre arbeidsgrupper, og en av disse gruppene (WG3) har nylig utarbeidet et "Draft for discussion" vedrørende risikovurderinger av slam (CEN, 2005). Hensikten er ikke å utgi en standard innenfor dette området, men en teknisk rapport ("Technical Report, TR") som kan tjene som en veiledning i risikovurderinger innenfor slamområdet. Det forventes at rapporten blir offentlig tilgjengelig i løpet av 2006.

## 4. Aktuelle konsentrasjoner i norsk avløpsslam og beregninger av jordkonsentrasjoner

### 4.1. Tungmetaller

Det finnes relativt lite data for innholdet av andre tungmetaller enn de sju metallene som lenge har vært regulert i regelverket for anvendelse av avløpsslam i norsk jordbruk. Disse sju tungmetallene (kadmium, bly, kvikksølv, nikkel, sink, kobber og krom) har det vært gjort målinger på siden midten av 1970-tallet, og det finnes tidsserier for innholdet av disse metallene tilbake til ca. 1990.

Det er flere årsaker til at innholdet av andre metaller/sporelementer ikke er bestemt i norsk avløpsslam. Den viktigste er at andre metaller ikke finnes på norske myndigheters lister over stoffer man basert på dagens kunnskap skal være spesielt oppmerksom på (OBS-listen). Kriteriene for valg av stoffer til denne listen er at stoffene har farlige egenskaper og i tillegg brukes på en slik måte og i slike mengder at mennesker og miljø kan utsettes for fare.

I avløpsslam vil de fleste sporelementer kunne påvises (Eriksson, 2001). Alle sporelementer finnes i jord og vil havne i avløpsslam på grunn av påslipp av overvann. Da innholdet av ulike sporelementer i jord varierer først og fremst som følge av det geologiske opphavet til jorda, vil innholdet i avløpsslammet gjenspeile variasjonen i den lokale jorda.

Beregninger av hvor mye som tilføres av ulike grunnstoffer gjennom avløpsslam i forhold til det som finnes i jord, gir en indikasjon på akkumuleringsraten for metaller/sporelementer i jord ved bruk av avløpsslam. Slike beregninger er gjort i den vedlagte databasen og er oppsummert under (tabell 4).

**Tabell 4: Antall år med slamtilførsel (4 tonn slamtørrstoff av klasse I avløpsslam per daa per 10 år) før jordkonsentrasjonen er fordoblet i forhold til dagens nivå. (Tall merket med x = svenske data for innhold i avløpsslam og/eller dyrket jord).**

Sporelement	År
Sølv <sup>x</sup>	16
Kvikksølv	41
Kobber	56
Antimon <sup>x</sup>	81
Wolfram <sup>x</sup>	129
Selen <sup>x</sup>	138
Sink	153
Vismut <sup>x</sup>	171
Kadmium	191
Tinn	210
Molybden <sup>x</sup>	233
Arsen	505
Bly	864
Krom	905
Nikkel	1186
Vanadium <sup>x</sup>	1432
Beryllium <sup>x</sup>	1693

Beregningene viser at det går relativt raskt (<100 år) å fordoble de gjennomsnittlige jordkonsentrasjonene av sølv, kvikksølv, kobber og antimon ved bruk av avløpsslam.

Resultatet av beregningene (tabell 4) kan brukes for å prioritere hvilke metaller det bør skaffes mer data for i Norge, både når det gjelder innhold i avløpsslam og i dyrket jord.

## 4.2. Organiske miljøgifter/forurensninger

Det finnes etter hvert en god del data for innholdet av enkelte organiske miljøgifter/forurensninger i norsk avløpslam. Resultatene fra disse undersøkelsene (Paulsrud *et al.*, 1997; Nedland 2002; Fjeld *et al.*, 2005; Snilsberg *et al.*, 2005) er lagt inn i vedlagte database.

For enkelte av de organiske miljøgiftene finnes også data for innholdet i jord (bakgrunnsnivåer), slik at det er mulig å beregne en gitt jordkonsentrasjon ved å summere tilførselen ved bruk av avløpslam og bakgrunnskonsentrasjonen. For de aller fleste organiske miljøgiftene er imidlertid ikke dette mulig, fordi det ikke finnes bakgrunnskonsentrasjoner for jord. Jordkonsentrasjonen som oppstår som følge av slamtilførsel, beregnes derfor ved å anta at jordkonsentrasjonen er lik 0 og at avløpslammet fortynnes i en gitt mengde jord (for eksempel et plogsjikt på 25 cm).

Som for sporelementene har vi lagt inn konsentrasjonsdata fra andre land der hvor det ikke finnes norske tall. Dette er gjort for å kunne gjøre betraktninger knyttet til en generell risiko for ulike stoffer og for å rangere miljøfarligheten til stoffene.

Konsentrasjonene for de tungmetallene og organiske miljøgiftene hvor det finnes norske data viser at innholdet i norsk avløpslam er lavere eller på samme nivå som i andre land. Som en første tilnærming i vurdering av miljøfare i en risikovurdering, mener vi derfor at andre konsentrasjonsdata enn norske kan brukes for avløpslam.

Til forskjell fra tungmetallene må det ved beregning av framtidige jordkonsentrasjoner tas hensyn til nedbrytningsgraden (halveringstiden,  $T_{1/2}$ ) for den aktuelle organiske miljøgiften. Dette kan gjøres ved å benytte enkle modeller som tar hensyn til nedbrytning både av det organiske materialet i avløpslammet og til halveringstiden for den aktuelle organiske miljøgiften.

I den vedlagte databasen med egenskaper for uorganiske og organiske miljøgifter i avløpslam er jordkonsentrasjonene etter tre ulike bruk av avløpslam beregnet.

## 4.3. Beregning av jordkonsentrasjoner ved ulik bruk av avløpslam

I beregningene av jordkonsentrasjoner ved bruk av avløpslam i henhold til Gjødseleksforskriften, kan man tenke på to måter:

1. Avløpslam som tilføres jord, bidrar alene til konsentrasjonen i jord, dvs. det naturlige bakgrunnsnivået og bidrag fra andre kilder tas ikke med i beregningen.
2. Avløpslam som tilføres jord, legges til bakgrunnsnivået i jorda. Konsentrasjonen som de ulike endepunktene i risikovurderingen eksponeres for, er da summen av bidraget fra avløpslam og fra alle andre kilder (naturlige og antropogene).

Beregningene er gjort for følgende bruk av avløpslam (se kapittel 5):

- Tilførsel av 4 tonn slamtørrstoff (TS) av klasse I avløpslam per daa og 10 år til dyrket jord
- Tilførsel av 5 cm avløpslam blandet inn i jord på grøntarealer (må blandes inn i jord, for eksempel 10 cm)
- Bruk av 30 % klasse III avløpslam i jordblandinger i private hager.

Vi foreslår å beregne jordkonsentrasjonene etter tilførsel av avløpslam i henhold til punkt 2 over. Der hvor det finnes bakgrunnsverdier i jord (sporelementer og for organiske miljøgifter), brukes disse. Der hvor det ikke finnes norske bakgrunnsverdier for jord, kan data fra andre nordiske land brukes. Når det gjelder enkelte organiske forbindelser, kan deteksjonsgrensen for forbindelsen i jord brukes.

## 5. Eksponeringsveier og målorganismer for miljøgifter og forurensninger i avløpsslam basert på norsk slamregelverk

### 5.1. Bakgrunn

Hensikten med å utføre en eksponeringsvurdering er å anslå hvilke konsentrasjoner eller mengder som den valgte målorganisme (plante, meitemark, menneske etc) vil bli eksponert for. I kapittel 3 er det vist hvordan ulike eksponeringsveier er brukt i risikovurdering av avløpsslam i USA (tabell 1). Eksponeringsveiene og målorganismene som ble brukt i denne risikovurderingen (se kap. 3), danner utgangspunktet for valg av målorganismer også i den norske risikovurderingen.

Forskrift om gjødselvarer m.v. av organisk opphav (Gjødselvereforskriften) fastsatt av Landbruks- og matdepartementet, Miljøverndepartementet og Helsedepartementet 4. juli 2003 er per i dag gjeldende regelverk for bruk av avløpsslam i Norge. Bestemmelsene som er gitt i denne forskriften, er derfor bestemmende for hvilke konsentrasjoner av uorganiske og organiske miljøgifter og forurensninger mennesker, planter og dyr vil kunne eksponeres for som følge av bruk av avløpsslam i Norge.

Nedenfor tar vi for oss de ulike eksponeringsveiene som er omtalt tidligere (kapittel 3) og hvilke konsekvenser det norske regelverket får for eksponeringen av ulike målorganismer.

### 5.2. Grenseverdier for kvalitetsklasser av organiske gjødselvarer

Maksimumsgrenser for tillatt innhold av tungmetaller (mg/kg TS) i gjødselvarer m.v. av organisk opphav er gitt i Gjødselvereforskriften (tabell 5). Disse verdiene kan brukes for å beregne maksimale eksponeringskonsentrasjoner for ulike målorganismer.

**Tabell 5: Maksimumsgrenser for tungmetaller (mg/kg TS) i ulike kvalitetsklasser av organiske gjødselvarer.**

Kvalitetsklasse	0	I	II	III
<b>Tungmetall</b>	<b>mg/kg TS</b>			
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	1.500
Kobber (Cu)	50	150	650	1.000
Krom (Cr)	50	60	100	150

Følgende mengdebegrensninger gjelder for de ulike klassene:

#### Klasse 0

Kan nyttes på jordbruksareal, private hager, parker, grøntarealer og lignende. Tilført mengde må ikke overstige plantenes behov for næringsstoffer. Gjennomsnittlig vil dette innebære at det tilføres 1 tonn slamtørrstoff per daa per år.

**Klasse I**

Kan nyttes på jordbruksareal, private hager og parker med inntil 4 tonn tørrstoff per 10 år.  
Kan nyttes på grøntarealer og lignende der det ikke skal dyrkes mat eller fôrvekster.  
Produktet skal legges ut i maksimalt 5 cm tykkelse og blandes inn i jorda på bruksstedet.

**Klasse II**

Kan nyttes på jordbruksareal, private hager og parker med inntil 2 tonn tørrstoff per 10 år.

**Klasse III**

Kan nyttes på grøntarealer og lignende der det ikke skal dyrkes mat eller fôrvekster.  
Produktet skal legges ut i maksimalt 5 cm tykkelse og blandes inn i jorda på bruksstedet.  
Brukt til toppdekke på avfallsfyllinger skal dekk sjiktet være maksimalt 15 cm.

**5.3. Eksponeringsveier og målorganismer**

Rekkefølgen på eksponeringsveiene og målorganismene som er gjennomgått i dette kapitlet, er noe annerledes enn det som er vist i tabell 1. En oversikt over eksponeringsveier og målorganismer omhandlet i dette kapitlet er gitt i tabell 6 (kap. 5.4).

**Eksponeringsvei 1****Endepunkt: Jordlevende organismer som lever i jord som tilføres avløpslam**

I eksponeringsvei 1 er det organismer som lever i jord som er målorganismer i risikovurderingen. Dette er mikroorganismer (bakterier, alger etc) og invertebrater (meitemark, rundmarker, spretthaler, midd, edderkopper, snegler etc.) som lever i og på jord. Eksponeringsverdiene for disse målorganismene vil være den jordkonsentrasjonen som eksisterer i dag eller som vil oppstå etter lengre tids bruk av avløpslam med en gitt kvalitet. I databasen "Stoffegenskaper slamrisiko" er jordkonsentrasjoner beregnet for alle stoffer hvor det finnes konsentrasjoner i avløpslam (norske eller andre data).

Utgangspunktet for beregning av maksimale jordkonsentrasjoner for dette endepunktet vil være bruk av 4 tonn slamtørrstoff per 10 år av kvalitet klasse I.

Dersom vi ser bort fra bruk av avløpslam på avfallsfyllinger (15 cm dekk sjikt), kan avløpslam av kvalitetsklasse III brukes i 5 cm tykkelse på grøntarealer og lignende arealer. Organismer i jorda etter slik bruk vil kunne eksponeres for konsentrasjoner av miljøgifter som er vesentlig høyere enn ved bruk av 4 tonn TS per daa. Antar vi en tetthet av avløpslam på 0,5 tonn per m<sup>3</sup>, vil bruk av 5 cm avløpslam tilsvare 25 tonn per daa. Ifølge forskriften må dette blandes inn i jord. Vårt forslag er å bruke eksponeringskonsentrasjonen som framkommer ved å blande 25 tonn avløpslam per daa inn i 10 cm jord .

**Eksponeringsvei 2****Endepunkt: Dyr som lever av jordorganismer som lever i jord som er tilført avløpslam**

En del pattedyr (mus, røyskatt, rev, etc) og spesielt mange fugler lever av jordlevende organismer. Mark (spesielt meitemark) utgjør en viktig proteinkilde for disse organismene. Effekter av slik akkumulering (sekundære effekter) er ikke inkludert i denne risikovurderingen. For fugler som i flere år spiser meitemark og andre jordlevende dyr fra et areal som er tilført avløpslam, vil dette utgjøre en viss andel av den totale eksponeringen.

Den høyeste eksponeringskonsentrasjonen for dyr som spiser jordlevende organismer i områder hvor det er brukt avløpslam, vil oppstå på grøntarealer og på avfallsfyllinger. For dyr som lever utelukkende ved og i nærheten av slike områder, vil avløpslammet kunne utgjøre en vesentlig kilde til miljøgifter.

Maksimal eksponeringskonsentrasjonen framkommer ved å blande 25 tonn avløps slam per daa inn i 10 cm jord (det er som nevnt pålagt å blande avløps slammet inn i jorda på bruksstedet, og innblanding i 10 cm antas å utgjøre et worst-case tilfelle).

### **Eksponeringsvei 3**

#### **Endepunkt: Beitende dyr som spiser/får i seg jord som er tilført avløps slam**

I kapittel 7 i Gjødselevarsforskriften, §25 "Spesielle krav til bruk av produkter med avløps slam", står det at avløps slam ikke må brukes på eng. Dette innebærer at dyr ikke kan få i seg avløps slam annet enn i de tilfellene hvor kornarealer gjøres om til beitearealer. På gårdsbruk hvor det både dyrkes korn og hvor det er dyrehold (for eksempel referansebruk 13), vil dyr bare kunne eksponeres for avløps slam som er pløyd eller moldet ned i jorda tidligst året etter at avløps slam er tilført jorda. I og med at avløps slammet er pløyd ned i jorda vil konsentrasjonen disse dyrene utsettes for være den beregnede jordkonsentrasjonen og ikke konsentrasjonen i avløps slam.

Mange organiske miljøgifter har en relativt lang halveringstid i jord (for eksempel PCB, PCDD/F, deca-BDE), og eksponeringen for beitende dyr vil være aktuell.

Utgangspunktet for beregning av maksimale jordkonsentrasjoner for målorganismene i denne eksponeringsveien vil være bruk av 4 tonn slamtørrstoff av kvalitetsklasse I per daa per 10 år.

### **Eksponeringsvei 4**

#### **Endepunkt: Barn som spiser jord hvor avløps slam er tilført**

I kapittel 3 i Gjødselevarsforskriften, §10 "Kvalitetskrav", er det to punkter som har betydning for hvilke konsentrasjoner barn som spiser jord som er tilført avløps slam, kan eksponeres for. Det ene er kravene til råvarer (punkt 7, §10) som inngår i produkter i ulike kvalitetsklasser, det andre er kravene til jordblandinger.

For 7. "Krav til råvarer" gjelder at "Råvarer som inngår i produkter i kvalitetsklassene 0, I, og II, må ikke overskride innholdet av tungmetaller i klasse II. Råvarer som inngår i klasse III må ikke overskride innholdet av tungmetaller i klasse III.

For 8. "Krav til jordblandinger" gjelder at "Produktet skal være godt egnet til dyrking og må ikke ha veksthemmende effekt. Jordblandingen kan bestå av opptil 30 volumprosent (før blanding) av produkt som kommer inn under denne paragraf".

Punkt 7 og 8 over innebærer at det i en jordblanding som kan brukes i private hager og parker, kan være opptil 30 % avløps slam i klasse II. Denne jorda vil ha en langt høyere konsentrasjon av miljøgifter enn jord hvor det tilføres 4 tonn per daa.

Spising av 100 prosent avløps slam kan skje ved at barn spiser overflatejord på grøntarealer eller avfallsfyllinger og lignende hvor avløps slam er brukt.

### **Eksponeringsvei 5**

#### **Endepunkt: Mennesker som inhalerer partikler fra jord som er tilført avløps slam**

Alle steder hvor avløps slam benyttes kan det i tørre perioder virvles opp støv som kan inhaleres av mennesker. De høyeste konsentrasjonene av respirable slampartikler i luft kan trolig oppstå der hvor avløps slam legges ut på grøntarealer, avfallsfyllinger og lignende områder og i tørre perioder før gress har vokst til.

I de aller fleste sammenhenger vil dette være korte perioder. Erfaringsmessig spirer grasfrø raskt etter at de er sådd i avløps slam.

Bruk av 25 tonn avløpsslam per daa på grøntarealer eller 15 cm som toppdekke på avfallsfyllinger o.l vil utgjøre de maksimale eksponeringskonsentrasjonene for mennesker som inhalerer partikler fra jord som er tilført avløpsslam.

### **Eksponeringsvei 6**

#### **Endepunkt: Mennesker som konsumerer kjøtt fra dyr som har spist jord som er tilført avløpsslam**

Utgangspunktet for beregning av maksimale jordkonsentrasjoner for denne målgruppen vil være bruk av 4 tonn slamtørrstoff av kvalitetsklasse I per daa per 10 år. Dette er den maksimale tilførselen av avløpsslam på områder hvor husdyr kan beite. Da det vil være aktuelt å tilføre avløpsslam flere ganger med 10 års mellomrom, bør det lages scenarier for flere tiår.

### **Eksponeringsvei 7:**

#### **Endepunkt: Planter/matvekster som dyrkes/vokser på jord som tilføres avløpsslam**

I eksponeringsvei 7 i tabell 1 er planter målorganismer. Basert på de grenseverdiene som er satt for innholdet av metaller i norsk avløpsslam og maksimalt tillatte mengder tilført i henhold til Gjødselforskriften, er akutte effekter på planter lite aktuelt.

To scenarier kan lages for å beregne maksimale eksponeringskonsentrasjoner: For dyrket jord vil de maksimale konsentrasjonene oppstå etter tilførsel av flere doser med 4 tonn TS per daa av klasse I avløpsslam i flere tiår (scenario for 100 år kan for eksempel lages). Dette er trolig det mest aktuelle scenariet hvor planter er målorganismer.

Et annet scenario som vil gi maksimale eksponeringskonsentrasjoner, er å se på effekten av å tilføre 5 cm avløpsslam på grøntarealer og blande dette inn i 10 cm jord. I dette tilfellet er det gress som er målorganismen og ikke matvekster.

Mulige direkte effekter på planter vurderes ved å sammenligne eksponeringskonsentrasjonen med etablerte PNEC-verdier for jord.

### **Eksponeringsvei 8**

#### **Endepunkt: Dyr spiser fôr produsert på jord tilført avløpsslam**

Kornarealer kan tilføres maksimalt 4 tonn TS av klasse I avløpsslam per daa per 10 år. Opptaket av miljøgifter fra jorda i korn og eventuelt grovfôr vil være bestemmende for eksponeringskonsentrasjonen.

Den maksimale eksponeringsdosen for dyrene vil være planter som er dyrket på arealer som er tilført 4 tonn TS av klasse I slam per daa per 10 år.

### **Eksponeringsvei 9**

#### **Endepunkt: Mennesker som konsumerer dyr som er føret med planter dyrket på jord tilført avløpsslam**

Denne eksponeringsveien er en videreføring av eksponeringsvei 8. Konsentrasjonene av miljøgifter i produkter som kommer fra dyr som spiser fôr produsert på jord som er tilført avløpsslam, utgjør de maksimale eksponeringskonsentrasjonene. Produkter fra disse dyrene vil være kjøtt, melk, smør, ost etc.

Arealer hvor det dyrkes fôr kan tilføres maksimalt 4 tonn TS av klasse I avløpsslam per daa per 10 år. Dette vil også utgjøre den maksimale eksponeringskonsentrasjonen for mennesker som konsumerer dyr som er føret med planter dyrket på jord tilført avløpsslam.

**Eksponeringsvei 10****Endepunkt: Mennesker som konsumerer mat produsert på jord tilført avløpsslam**

I kapittel 7, §25 "Spesielle krav til bruk av produkter med avløpsslam" i Gjødselforskriften står det som nevnt at produkter som inneholder avløpsslam ikke kan spres på areal der det dyrkes grønnsaker, poteter, bær eller frukt. Dersom slam er spredt kan det først dyrkes slike vekster minimum tre år etter sprededato. Dette innebærer at i tillegg til kornprodukter kan innholdet av miljøgifter i bær, frukt og grønnsaker være påvirket av avløpsslam og må regnes med i eksponeringen.

For tungmetaller og lite nedbrytbare organiske miljøgifter vil økningen i jordkonsentrasjonene etter slamtilførsel være omtrent den samme på arealer hvor det dyrkes bær, frukt og grønnsaker som arealer hvor det dyrkes korn. For organiske miljøgifter som har halveringstider i jord som er mindre enn for eksempel 1 år, vil jordkonsentrasjonen raskere avta og etter tre år vil konsentrasjonene være ca. 12 prosent av utgangskonsentrasjonene.

Den maksimale eksponeringsdosen for mennesker som konsumerer mat som er dyrket på jord hvor avløpsslam er tilført, vil være mat som er dyrket på arealer som er tilført 4 tonn TS av klasse I slam per daa per 10 år.

**Eksponeringsvei 11****Endepunkt: Mennesker som konsumerer drikkevann fra vannkilde som er påvirket av jord tilført avløpsslam**

Den maksimale eksponeringen for mennesker vil trolig skje der hvor drikkevann er påvirket av avløpsslam som er tilført grøntarealer i 5 cm tykkelse og blandet inn i jorda. Mulig avrenningen av miljøgifter fra avløpsslam som legges på avfallsfyllinger eller lignende (15 cm) vil trolig være større, men denne avrenningen vil ofte samles opp og behandles.

**Eksponeringsvei 12****Endepunkt: Mennesker som drikker grunnvann påvirket av jord tilført avløpsslam**

Som for eksponeringsvei 11 vil den maksimale eksponeringen for miljøgifter skje der hvor grøntarealer er tilført avløpsslam i 5 cm tykkelse og blandet inn i jorda.

**Eksponeringsvei 13****Endepunkt: Mennesker som inhalerer stoffer som er fordampet fra jord tilført avløpsslam**

Den maksimale eksponeringen av miljøgifter for mennesker som inhalerer stoffer som fordampes fra jord som antas å være de samme som for eksponeringsvei 4 dvs. på grøntarealer hvor 5 cm avløpsslam blandes i jorda på stedet og på avfallsfyllinger hvor 15 cm avløpsslam brukes som toppdekke.

#### 5.4. Oppsummering og diskusjon

Gjennomgangen gitt over viser at det er tre bruksområder for avløpslam som gir maksimale eksponeringskonsentrasjoner for mennesker, dyr og planter:

- Tilførsel av 4 tonn slamtørrstoff av klasse I avløpslam per daa og 10 år til dyrket jord
- Tilførsel av 5 cm avløpslam blandet inn i jord (må blandes inn i jord, for eksempel 10 cm) på grøntarealer
- Bruk av 30 % klasse III avløpslam i jordblandinger i private hager

Tilførsel av 2 tonn slamtørrstoff av klasse II avløpslam (se tabell 5) gir omtrent de samme eksponeringskonsentrasjonene. Dette varierer noe fra tungmetall til tungmetall.

Gjødselvereforskriften tillater at avløpslam tilføres hvert 10 år. For miljøgifter som ikke brytes ned (tungmetaller) eller brytes ned langsomt (enkelte PCB og PAH, dioksiner, enkelte bromerte flammehemmere, klorparafiner etc), kan eksponeringskonsentrasjonen økes med tiden. Maksimale eksponeringskonsentrasjoner kan derfor oppstå etter gjentatte tilførsler. For å oppnå maksimale eksponeringskonsentrasjoner er det derfor nødvendig å multiplisere den maksimale 10 års dosen på dyrket jord med 5-10 for å få maksimale konsentrasjoner over tid (50-100 år). I slike beregninger må nedbrytning (halveringstider), planteopptak og avrenning inkluderes.

I enkelte sammenhenger brukes større mengder avløpslam enn 5 cm blandet inn i de øverste 10 cm. Det er gitt dispensasjoner til å bruke større mengder avløpslam for eksempel i steinbrudd, hoppbakker, etc. For enkelte av eksponeringsveiene kan det derfor være grunn til å regne med større slammengder enn det Gjødselvereforskriften anbefaler.

**Tabell 6: Oversikt over hvilke mengder avløpsslam som vil danne utgangspunkt for maksimale eksponeringsdoser ved å følge norsk regelverk for bruk av avløpsslam (Forskrift om gjødselvarer m.v. av organisk opphav)**

Eksp. vei	Målorganismer	Maksimal mengde avløpsslam som utgangspunkt for maksimal eksponeringskonsentrasjon basert på norsk regelverk
1	Jordorganismer	-4 tonn slamtørrstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dyrket jord) -25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer)
2	Dyr som lever av jordorganismer	-25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer)
3	Beitende dyr	-4 tonn slamtørrstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dyrket jord)
4	Barn spiser jord	-25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer) -30 prosent avløpsslam brukt i jordblanding i private hager
5	Mennesker puster inn støv av avløpsslam	-25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer) -100 prosent avløpsslam (avfallsfyllinger eller lignende)
6	Mennesker spiser produkter fra beitende dyr	-4 tonn slamtørrstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dyrket jord)
7	Planter på jord tilført avløpsslam	-4 tonn slamtørrstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dyrket jord) -25 tonn klasse III slam per daa blandes inn i 10 cm jord (grøntarealer)
8	Dyr spiser fôr produsert på jord tilført avløpsslam	-4 tonn slamtørrstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dyrket jord)
9	Mennesker som spiser produkter fra dyr som spiser fôr dyrket på jord tilført avløpsslam	-4 tonn slamtørrstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dyrket jord)
10	Mennesker som konsumerer mat produsert på jord tilført avløpsslam	-4 tonn slamtørrstoff av klasse I slam per daa per 10 år blandes i 25 cm jord (dyrket jord)
11	Mennesker som konsumerer drikkevann fra vannkilde som er påvirket av jord tilført avløpsslam	-Avrenning fra grønntarealer hvor det er tilført 25 tonn klasse III slam per daa (blandet inn i 10 cm jord)
12	Mennesker som drikker grunnvann påvirket av jord tilført organisk avfall	-Avrenning fra grønntarealer hvor det er tilført 25 tonn klasse III slam per daa (blandet inn i 10 cm jord)
13	Mennesker som inhalerer stoffer som er fordampet fra jord tilført organisk avfall	-Fordampning fra grønntarealer hvor det er tilført 25 tonn klasse III slam per daa (blandet inn i 10 cm jord) -Fordampning fra avfallsfyllinger hvor 15 cm avløpsslam er brukt som toppdekke (100 % avløpsslam)

## 6. Sammenstilling av tilgjengelige data for aktuelle miljøgifter og forurensninger

### 6.1. Database med stoffspesifikke egenskaper

Vedlagt denne rapporten er en database (Excel-regneark) som gir en oversikt over de data som er samlet inn for alle enkeltstoffer (ca. 100 enkeltstoffer) som er vurdert i forprosjektet. Sammenstillingen som er gitt i dette kapitlet, er basert på opplysningene i denne databasen.

Det er lagt vekt på å skaffe data for mange enkeltstoffer, noe som har ført til at det mangler en del data for relativt mange stoffer. Dette skyldes at data ikke er funnet innenfor den tids- og kostnadsrammen som prosjektet har hatt. Data som mangler i databasen, kan derfor i mange tilfeller finnes ved bruk av mer ressurser, men ikke i alle. Hvorvidt det er grunnlag for å finne fram til mer data, må vurderes i hvert enkelt tilfelle.

Nedenfor er en del momenter diskutert vedrørende de parametere som det er samlet data for.

#### *Biokonsentrasjonsfaktorer*

Det finnes mye data for opptak av tungmetaller i planter og jordlevende organismer. Biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) for ulike plante- og dyrearter bestemmes imidlertid av levemåte, fysiologiske faktorer, jordtype og miljøforhold (vanninnhold, temperatur) noe som innebærer at BCF vil variere mye. BCF-verdiene som er gitt i databasen, er oftest de høyeste verdiene som er funnet i litteraturen

#### *Generelt om tungmetaller/sporelementer*

Metaller og halvmetaller (her kalt sporelementer) finnes på mange ulike former: metallisk form, løselige salter av halogenider (klorid mest vanlig), salter av nitrat og sulfat og som oksider. Toksisitet til metallene er avhengig av organismenes evne til å adsorbere metallet. Toksisitetsdataene refererer derfor til biotilgjengelige former dvs. til ionisk form eller løste komplekser.

#### *Sekundære effekter*

Det er ikke tatt høyde for eventuelle sekundære effekter, og det er ikke samlet inn data for å kunne gjøre slike vurderinger. Sekundære effekter kan for eksempel være effekter som skyldes akkumulering av miljøgifter i organismer som lever i jord eller vann.

#### *Data for effekter*

I risikovurderinger er det ønskelig å bruke kroniske effektendepunkter og resultater fra tester som går over lang tid. For en rekke stoffer foreligger det kun data fra korttidstester. For akvatiske tester innebærer dette oftest fisketester som går over 96 timer, algetester med 72 timers varighet og krepsdyrtester som går over 48 timer. For det terrestriske miljøet er varigheten av akutte plante- og dyretester 1-2 uker, mens kroniske og subletale tester går over lenger tid. I en miljørisikovurdering benyttes nulleffektkonsentrasjonen (PNEC: predicted no observed effect concentration). Denne bestemmes ut fra resultatet av laboratorietester, og det inkorporeres sikkerhetsfaktorer ut fra hvor mye data som finnes og hvor gode dataene er. Det tas fortrinnsvis utgangspunkt i NOEC data fra kroniske tester. Dersom det ikke foreligger data fra slike tester benyttes L(E)C50 data fra akutte tester på 3 nivåer i næringskjeden. I henhold til EU's regelverk (EU, 1996) benytter man en sikkerhetsfaktor 1000 dersom det kun foreligger data fra akutte tester. Foreligger det kroniske data fra ett nivå i næringskjeden, benyttes sikkerhetsfaktor 100, fra to nivåer

benyttes sikkerhetsfaktor 50 og fra tre nivåer sikkerhetsfaktor 10 (dvs at PNEC er laveste NOEC dividert med 10). Dersom datagrunnlaget er svært omfattende, kan det benyttes lavere sikkerhetsfaktorer. For noen kroniske tester foreligger det kun LOEC-verdier (Lowest observed effect concentration). Da regner man at NOEC-verdien er LOEC/2.

Dersom det ikke finnes data fra jordlevende organismer men kun finnes data for vannlevende organismer, ekstrapoleres  $PNEC_{jord}$  fra  $PNEC_{vann}$ . Her benyttes jord/vannfordelingskoeffisienten,  $K_d$  (l/kg).  $PNEC_{jord} = PNEC_{vann} * K_d$ .

Ved bruk av NOEC og beregning av PNEC-verdier for stoffer som finnes naturlig i jord, slik som metaller, er det nødvendig å se på bakgrunnskonsentrasjonene for metallet i jord.

## 6.2. Arsen (As)

Arsen står på myndighetenes OBS-liste og er blant de sporelementer hvis utslipp søkes betydelig redusert inne 2010. Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for arsen (2 mg/kg) (Vik *et al.* 1999).

### Innhold i jord og avløpslam

Den geografiske variasjonen i innholdet av As i norsk dyrket jord bør undersøkes nærmere. Det finnes per i dag lite data for innholdet av arsen i norsk avløpslam. Basert på de analyser som finnes er konsentrasjonsnivået 3,7 mg/kg TS (dvs. omtrent som svensk avløpslam). Brukes avløpslam i ca. 500 år vil den gjennomsnittlige jordkonsentrasjonen fordobles på områder hvor avløpslam brukes.

### Effekter på helse og miljø

Arsen er relativt toksisk for mennesker og organismer i jord og vann (lav MTDI og PNEC-jord og vann). Arsen tas ikke lett opp i spiselige deler av planter.

### Fordeling og transport i miljøet

Arsen bindes til oksider/hydroksider i jord og noe til organisk materiale. Arsen er likevel relativt mobilt i jord (i forhold til en del andre sporelementer) og vil kunne lekke til vannmiljøet.

### Stabilitet og nedbrytning

Ikke relevant.

### Rangering

Mer norske data for innhold av As i avløpslam og jord er nødvendig for å gjennomføre en vurdering av miljø- og helsefaren ved bruk av avløpslam i Norge.

## 6.3. Bly (Pb)

Bly er giftig for mennesker og miljø og står på myndighetenes OBS-liste. Bly er blant de tungmetaller hvor utslippet søkes betydelig redusert innen 2010. Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for bly (60 mg/kg) (Vik *et al.* 1999).

### Innhold i jord og avløpslam

Det finnes mye data for innholdet av Pb i norsk avløpslam. Variasjonen mellom anlegg og på hvert renseanlegg er godt kjent. Konsentrasjonsnivået av Pb i norsk jord er også relativt godt kjent. Tilførsel av Pb til jord gjennom avløpslam er lavt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Pb i jord og det vil ta ca. 900 år å fordoble jordkonsentrasjonen i jord der Pb tilføres.

**Effekter på helse og miljø**

Effektnivåer av Pb for helse og miljø er godt kjent. Giftigheten til Pb i jord er generelt lav fordi Pb bindes svært godt til organisk materiale i jord. Effekten av Pb i vann reduseres ved økende alkalinitet og tilstedeværelse av Ca og Mg. Effektnivåene i saltvann er generelt betydelig lavere enn i ferskvann.

**Fordeling og transport i miljøet**

Bly bindes som nevnt godt i jord og opptaket av Pb i planter er lavt. Det er lite sannsynlig at Pb tilført jord gjennom avløpslam vil kunne påvirke vannmiljøet ved mobilisering og utlekking.

**Stabilitet og nedbrytning**

Ikke relevant.

**Rangering**

Det finnes nok data for Pb i avløpslam og jord og tilstrekkelig kunnskap om helse- og miljøeffekter til å kunne gjennomføre risikovurderinger.

**6.4. Kadmium (Cd)**

Kadmium er giftig for mennesker og miljø og står på myndighetenes OBS-liste. Kadmium er blant de tungmetaller hvor utslippet søkes betydelig redusert innen 2010. Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for kadmium (3 mg/kg) (Vik *et al.* 1999).

**Innhold i jord og avløpslam**

Det finnes mye data for innholdet av Cd i norsk avløpslam. Variasjonen mellom anlegg og på hvert renseanlegg er godt kjent. Konsentrasjonsnivået av Cd i norsk jord er også relativt godt kjent. Tilførsel av Cd til jord gjennom avløpslam er relativt lavt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Cd i jord og det vil ta ca. 190 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Cd i jord der avløpslam brukes.

**Effekter på helse og miljø**

Kadmium akkumulerer i mennesker og er giftig for helse- og miljø. Effektnivåene for Cd i miljøet er relativt godt kjent.

**Fordeling og transport i miljøet**

Kadmium tas lettere opp i planter enn mange andre tungmetaller (relativt høy BCF for rot og stengel).

Giftigheten til kadmium reduseres i saltvann på grunn av kompleksbinding og Ca/Mg i sjøvann. BCF for fisk er høy (3000).

**Stabilitet og nedbrytning**

Ikke relevant.

**Rangering**

Det finnes nok data for Cd i avløpslam og jord og tilstrekkelig kunnskap om helse- og miljøeffekter til å kunne gjennomføre risikovurderinger.

**6.5. Kobber (Cu)**

Kobber står på myndighetenes OBS-liste og er blant de tungmetallene hvis utslipp søkes betydelig redusert innen 2010. Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for kobber (100 mg/kg) (Vik *et al.* 1999).

### **Innhold i jord og avløpslam**

Det finnes mye data for innholdet av Cu i norsk avløpslam. Variasjonen mellom anlegg og på hvert renseanlegg er godt kjent. Konsentrasjonsnivået av Cu i norsk jord er også relativt godt kjent. Tilførsel av Cu til jord gjennom avløpslam er høyt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Cu i jord og det vil ca. 60 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Cu i jord der avløpslam brukes.

### **Effekter på helse og miljø**

Kobber er et essensielt metall i mennesker, dyr og planter. Effektnivåene for Cu i miljøet er relativt godt kjent. Kobber er spesielt giftig for akvatiske organismer og BCF for fisk er relativt høy (9300). Giftigheten til Cu reduseres i saltvann på grunn av lavere opptak som skyldes kompleksbinding og Ca/Mg i sjøvann.

### **Fordeling og transport i miljøet**

Kobber bindes godt til organisk materiale i jord. Mobiliteten til Cu i jord er lite pH-avhengig og utlekkingen fra jord vanligvis lav.

### **Stabilitet og nedbrytning**

Ikke relevant.

### **Rangering**

Det finnes nok data for Cu i avløpslam og jord og tilstrekkelig kunnskap om helse- og miljøeffekter til å kunne gjennomføre risikovurderinger.

## **6.6. Krom (Cr)**

Krom står på myndighetenes OBS-liste og er blant de tungmetallene hvis utslipp søkes betydelig redusert innen 2010. Krom finnes i to tilstandsformer: Cr(III) og Cr(VI). Cr(VI) er den giftigste formen av krom. Cr(VI) reduseres til Cr(III) når det finnes organisk materiale tilstede (for eksempel i råtnetanker) og i avløpslam vil det aller meste finnes som Cr(III). Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for totalt krom (25 mg/kg) (Vik *et al.* 1999).

### **Innhold i jord og avløpslam**

Det finnes mye data for innholdet av totalt Cr (III+VI) i norsk avløpslam. Variasjonen mellom anlegg og på hvert renseanlegg er godt kjent. Konsentrasjonsnivået av Cr i norsk jord er også relativt godt kjent. Tilførsel av Cr til jord gjennom avløpslam er lavt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Cr i jord og det vil ta ca. 900 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Cr i jord der avløpslam brukes.

### **Effekter på helse og miljø**

Effektnivåene for totalt Cr i miljøet er relativt godt kjent. Krom bindes svært godt i jord og tas i liten grad opp i planter. BCF for fisk er også relativt lav (10).

### **Fordeling og transport i miljøet**

Krom bindes godt til organisk materiale i jord og mobiliteten til Cr i jord er lav og det er liten risiko for utlekking til vannmiljø. i jord er lite pH-avhengig og utlekkingen fra jord vanligvis lav.

### **Stabilitet og nedbrytning**

Ikke relevant.

### **Rangering**

Det finnes nok data for Cr i norsk avløpslam og jord og tilstrekkelig kunnskap om helse- og miljøeffekter til å kunne gjennomføre risikovurderinger.

## 6.7. Kvikksølv (Hg)

Kvikksølv står på myndighetenes OBS-liste og er blant de tungmetallene hvis utslipp søkes betydelig redusert innen 2010. Kvikksølv finnes i flere tilstandsformer: Metallisk Hg ( $Hg^0$ ), på ioneform (for eksempel  $Hg^{2+}$ ) og som metylert kvikksølv (Met-Hg). Metyl-Hg er den giftigste formen for Hg. Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for kvikksølv (1 mg/kg) (Vik *et al.* 1999).

### Innhold i jord og avløps slam

Det finnes mye data for innholdet av totalt Hg i norsk avløps slam. Variasjonen mellom anlegg og på hvert renseanlegg er godt kjent. Konsentrasjonsnivået av Hg i norsk jord er relativt godt kjent. Tilførsel av Hg til jord gjennom avløps slam er høyt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Hg i jord og beregninger viser at det vil ta ca. 40 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Hg i jord der avløps slam brukes.

### Effekter på helse og miljø

Effektnivåene for Hg i miljøet er relativt godt kjent. Kvikksølv bindes svært godt i jord og tas i liten grad opp i planter. BCF for fisk er imidlertid relativt høy (200-5000).

### Fordeling og transport i miljøet

Kvikksølv bindes godt til organisk materiale i jord og mobiliteten til Hg i jord er lav og det er liten risiko for utlekking til vannmiljø. Kvikksølv tas i svært liten grad opp i planter gjennom rot. Fordamping fra jordoverflaten og opptak i blad er en mulig eksponeringsvei.

### Stabilitet og nedbrytning

Ikke relevant.

### Rangering

Det finnes nok data for totalt Hg i norsk avløps slam og jord og tilstrekkelig kunnskap om helse- og miljøeffekter til å kunne gjennomføre risikovurderinger.

Norske data for innholdet av metyl-Hg i avløps slam og jord mangler fullstendig. Slike analyser er nødvendig for å kunne si noe om hvorvidt avløps slam har betydningen som kilde til metyl-Hg i miljøet.

## 6.8. Nikkel (Ni)

Nikkel står på myndighetenes OBS-liste men det er ikke vedtatt spesielle satsninger for å redusere bruk og utslipp av nikkel. Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for nikkel (50 mg/kg) (Vik *et al.* 1999).

### Innhold i jord og avløps slam

Det finnes mye data for innholdet av Ni i norsk avløps slam. Variasjonen mellom anlegg og på hvert renseanlegg er godt kjent. Konsentrasjonsnivået av Ni i norsk jord er godt kjent. Tilførsel av Ni til jord gjennom avløps slam er lavt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Ni i norsk jord og beregninger viser at det vil ta mer enn 1000 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Ni i jord der avløps slam brukes.

### Effekter på helse og miljø

Effektnivåene for Ni i miljøet er relativt godt kjent. Nikkel bindes godt i jord, men mobilitet og planteopptak er avhengig av pH i jord. Ved  $pH > 6,5$  tas Ni i liten grad opp i planter. BCF for fisk er imidlertid lav (10). Ni er mer giftig i ferskvann enn i saltvann.

### Fordeling og transport i miljøet

Planteopptak, mobilisering og utvasking av Ni er avhengig av pH i jord.

**Stabilitet og nedbrytning**

Ikke relevant.

**Rangering**

Det finnes nok data for Ni i norsk avløps slam og jord og tilstrekkelig kunnskap om helse- og miljøeffekter til å kunne gjennomføre risikovurderinger.

**6.9. Sink (Zn)**

Sink står ikke på myndighetenes OBS-liste. Sink er det tungmetallet som finnes i høyest konsentrasjoner i avløps slam og jord (med unntak av Fe, Mn). Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for sink (100 mg/kg) (Vik *et al.* 1999).

**Innhold i jord og avløps slam**

Det finnes mye data for innholdet av Zn i norsk avløps slam. Variasjonen mellom anlegg og på hvert rensanlegg er godt kjent. Konsentrasjonsnivået av Zn i norsk jord er godt kjent. Tilførsel av Zn til jord gjennom avløps slam er relativt høyt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Zn i norsk jord og beregninger viser at det vil ta ca. 150 år fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Zn i jord der avløps slam brukes.

**Effekter på helse og miljø**

Sink er et essensielt metall for mennesker, mikroorganismer, dyr og planter. Effektnivåene for Zn i miljøet er relativt godt kjent. Sink tas relativt lett opp i planter, opptaket er pH avhengig. BCF for fisk er relativt høy (500). Konsentrasjonsnivået i jord er til dels mye høyere enn PNEC-verdien for jord. Viktig å vurdere bakgrunnsnivået for Zn når effekter skal vurderes.

**Fordeling og transport i miljøet**

Planteopptak, mobilisering og utvasking av Zn er avhengig av pH i jord. Zn er blant de mest mobile tungmetallene i jord.

**Stabilitet og nedbrytning**

Ikke relevant.

**Rangering**

Det finnes nok data for Zn i norsk avløps slam og jord og tilstrekkelig kunnskap om helse- og miljøeffekter til å kunne gjennomføre risikovurderinger.

**6.10. Uorganisk tinn (Sn)**

Tinn står ikke på myndighetenes OBS-liste. Tinn finnes i hovedsak som Sn(II) og Sn(IV). Sn kan også danne metylerte forbindelser.

**Innhold i jord og avløps slam**

Det finnes lite data for innholdet av Sn i norsk avløps slam. Dersom vi antar at innholdet av Sn i avløps slam og jord er likt det svenske nivået, er tilførselen av Sn til jord gjennom avløps slam relativt høyt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Sn i jord. Enkle beregninger viser at det vil ta ca. 210 år fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Sn i jord der avløps slam brukes.

**Effekter på helse og miljø**

Det finnes en del data for å vurdere helse- og miljøeffekter av Sn. Effektnivåene i jord og vann er relativt høye, men lite effektdata gjør at PNEC-jord er lavere enn bakgrunnsnivået. Tinn synes å være lite giftig i jord, men har en høy BCF for fisk (3000).

**Fordeling og transport i miljøet**

Tinn bindes relativt godt i jord og mobilisering og utvasking fra jord vil trolig være lavt (mer data imidlertid ønskelig). Planteopptak begrenser seg i de fleste tilfeller til opptak i røtter, konsentrasjoner i overjordiske deler er ofte lav.

**Stabilitet og nedbrytning**

Ikke relevant.

**Rangering**

Det mangler norske data for innholdet i avløpsslam og jord. Mer kunnskap om oppførsel til Sn i jord-plantesystemet, samt bindingsegenskaper i jord, er også ønskelig. Risikovurdering av Sn i norsk avløpsslam kan ikke gjennomføres per i dag.

**6.11. Sølv (Ag)**

Sølv er blant de metallene som ifølge svenske data raskest vil fordobles i jord ved bruk av avløpsslam (16- 40 år). Tilsvarende rask akkumulering mulig også i Norge.

**Innhold i jord og avløpsslam**

Det finnes ikke data for innhold av Ag i norsk avløpsslam. Antall data for innhold av Ag i jord er godt (ca. 500 prøver fra humus, B-sjikt og C-sjikt) i naturlig jordmonn. Kvaliteten på disse bør sjekkes nærmere. Data for innhold i dyrket jord finnes ikke.

**Effekter på helse og miljø**

Det finnes noe data for effekter i jord og vann. Sikkerhetsfaktorer på hhv 100 og 10 – PNEC-verdier beregnet. Helsedata ikke funnet.

**Fordeling og transport i miljøet**

Ag er kjent for å bindes svært godt i jord – Kd-verdier ikke funnet. Ag er lite tilgjengelig for planter. Akkumuleres i fisk (BCF=106).

**Stabilitet og nedbrytning**

Ikke aktuelt

**Rangering**

Manglende data for innhold av Ag i norsk avløpsslam og manglende helsedata gjør at risikovurdering ikke kan gjennomføres. En generell vurdering av miljøfaren kan gjøres på bakgrunn av eksisterende data.

**6.12. Selen (Se)**

Selen står ikke på myndighetenes OBS-liste, og det er ikke lagt spesielle prioriteringer for å redusere bruk og utslipp av selen i miljøet. Selen finnes i oksidasjonstilstand II, III, IV og VI i jord. Selen finnes også som metylerte forbindelser.

### **Innhold i jord og avløps slam**

Det finnes ikke data for innholdet av Se i norsk avløps slam. Konsentrasjonsdata for Se finnes for flomsedimenter i Norge. Dersom vi antar at innholdet av Se i avløps slam og jord er likt det svenske nivået, er tilførselen av Se til jord gjennom avløps slam relativt høyt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Se i jord. Enkle beregninger viser at det vil ta 140 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Se i jord der avløps slam brukes.

### **Effekter på helse og miljø**

Basert på de effektnivåene som er vist i databasen, er planter mer følsomme for Se enn mikroorganismer og jordlevende dyr. MTDI for Se er relativt høyt og humantoksiske effekter som følge av bruk av avløps slam er lite sannsynlig. BCF for fisk er relativt høy.

### **Fordeling og transport i miljøet**

Binding i jord er avhengig av tilstandsformen til Se, pH, tekstur og mineralogi. Disse faktorene vil dermed også ha betydning for mobilisering og utvasking fra jord.

### **Stabilitet og nedbrytning**

Ikke relevant.

### **Rangering**

Det mangler norske data for innholdet av Se i avløps slam og jord. Mer kunnskap om oppførsel til Se i jord-plantesystemet, samt bindingsegenskaper i jord, er også ønskelig. Risikovurdering av Se i norsk avløps slam kan ikke gjennomføres per i dag.

## **6.13. Vismut (Bi)**

Vismut står ikke på myndighetenes OBS-liste, og det er ikke lagt spesielle prioriteringer for å redusere bruk og utslipp av vismut i miljøet. Vismut anvendes i farmasøytiske produkter, brannalarmer og elektriske produkter.

### **Innhold i jord og avløps slam**

Det finnes ikke data for innholdet av Bi i norsk avløps slam. Konsentrasjonsdata for Bi finnes for flomsedimenter i Norge. Dersom vi antar at innholdet av Bi i avløps slam er likt det svenske nivået, er tilførselen av Bi til jord gjennom avløps slam relativt høyt i forhold til den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Bi i jord. Enkle beregninger viser at det vil ta ca. 170 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Bi i jord der avløps slam brukes.

### **Effekter på helse og miljø**

Vi har innenfor rammen av prosjektet ikke funnet effektnivåer for Bi for helse og miljø. Vismut finnes som mikrobestanddel i planter og er sannsynligvis essensielt.

### **Fordeling og transport i miljøet**

Vismut bindes sterkt til humusholdig materiale og mobilisering og utlekking vil være lav.

### **Stabilitet og nedbrytning**

Ikke relevant.

### **Rangering**

Det finnes ikke data for innhold av Bi i avløps slam og jord. Mer kunnskap om oppførsel til Bi i jord-plantesystemet, samt bindingsegenskaper i jord, er nødvendig. Effektdata i terrestrisk og akvatisk miljø mangler også. Risikovurdering av Bi i norsk avløps slam kan ikke gjennomføres per i dag.

## 6.14. Vanadium (V)

Vanadium står ikke på myndighetenes OBS-liste, og det er ikke lagt spesielle prioriteringer for å redusere bruk og utslipp av vanadium i miljøet. Vanadium er et viktig legeringsmetall for stål.

### Innhold i jord og avløps slam

Det finnes ikke data for innholdet av V i norsk avløps slam. Konsentrasjonsdata for V finnes for flomsedimenter i Norge. Dersom vi antar at innholdet av V i avløps slam er likt det svenske nivået, viser enkle beregninger at det vil ta mer enn 1000 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av V i jord der avløps slam brukes.

### Effekter på helse og miljø

Vanadium er et essensielt grunnstoff for planter og dyr, men giftig ved høye konsentrasjoner. Få effektnivåer i databasen for jord gir relativt lave PNEC-verdier, betydelig lavere enn konsentrasjonsnivået i naturlig jord i Norge. BCF for fisk er relativt lav (10).

### Fordeling og transport i miljøet

Vanadium tas opp i planter, men akkumulerer i røtter. Vanadium (som  $\text{VO}_3^-$ ) kan være relativt mobilt i jord.

### Stabilitet og nedbrytning

Ikke relevant.

### Rangering

Det mangler norske data for innholdet av V i avløps slam. Mer kunnskap om oppførsel til V i jord-plantesystemet, samt bindingsegenskaper i jord, er også ønskelig. Risikovurdering av V i norsk avløps slam kan ikke gjennomføres per i dag.

## 6.15. Antimon (Sb)

Antimon ( $\text{Sb}_2\text{O}_3$ ) står på myndighetenes OBS-liste. Det er imidlertid ikke lagt spesielle prioriteringer for å redusere bruk og utslipp av Sb i miljøet. Antimon brukes i bindemidler, brannhemmende midler (tekstiler, plast) og i pigmenter. Antimon eksisterer i valenstilstand III og V.

### Innhold i jord og avløps slam

Det finnes ikke data for innholdet av Sb i norsk avløps slam og jord. Dersom vi antar at innholdet av Sb i avløps slam er likt det svenske nivået, viser enkle beregninger at det vil ta ca. 80 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Sb i jord der avløps slam brukes.

### Effekter på helse og miljø

Antimon er ikke et essensielt grunnstoff. NOEC-nivåer for jordlevende dyr er betydelig høyere enn bakgrunnsnivået i jord. Fytotoksisiteten til Sb er beskrevet som moderat.

### Fordeling og transport i miljøet

Antimon tas opp i planter, men akkumulerer i røtter.

### Stabilitet og nedbrytning

Ikke relevant.

### Rangering

Det mangler norske data for innholdet av Sb i avløps slam og dyrket jord. Mer kunnskap om oppførsel til Sb i jord-plantesystemet, samt bindingsegenskaper i jord, er også ønskelig. Risikovurdering av Sb i norsk avløps slam kan ikke gjennomføres per i dag.

## 6.16. Wolfram (W)

Wolfram står ikke på myndighetenes OBS-liste, og det er ikke lagt spesielle prioriteringer for å redusere bruk og utslipp av W i miljøet. Wolfram brukes i skjæreverktøy og glødelamper.

### Innhold i jord og avløps slam

Det finnes ikke data for innholdet av W i norsk avløps slam og jord. Dersom vi antar at innholdet av W i avløps slam er likt det svenske nivået, viser enkle beregninger at det vil ta ca. 129 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av W i jord der avløps slam brukes.

### Effekter på helse og miljø

Wolfram er ikke et essensielt grunnstoff. Det finnes lite data på effekter av W i jord og vann.

### Fordeling og transport i miljøet

Det er lite kjent hvordan W oppfører seg i miljøet.

### Stabilitet og nedbrytning

Ikke relevant.

### Rangering

Det mangler norske data for innholdet av W i avløps slam og dyrket jord. Mer kunnskap om oppførsel til W i jord-plantesystemet, samt bindingsegenskaper i jord og forekomst i vann er nødvendig. Risikovurdering av W i norsk avløps slam kan ikke gjennomføres per i dag.

## 6.17. Beryllium (Be)

Beryllium står ikke på myndighetenes OBS-liste, og det er ikke lagt spesielle prioriteringer for å redusere bruk og utslipp av Be i miljøet. Beryllium brukes først og fremst som legeringselement bl.a. i kobber.

### Innhold i jord og avløps slam

Det finnes ikke data for innholdet av Be i norsk avløps slam og jord. Dersom vi antar at innholdet av Be i avløps slam er likt det svenske nivået, viser enkle beregninger at det vil ta mer enn 1000 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Be i jord der avløps slam brukes.

### Effekter på helse og miljø

Beryllium er kjent for å være svært giftig overfor mennesker. NOEC-nivåer for jordlevende dyr er ca. 10 ganger høyere enn bakgrunnsnivået i svensk jord.

### Fordeling og transport i miljøet

Det er lite kjent hvordan Be oppfører seg i miljøet.

### Stabilitet og nedbrytning

Ikke relevant.

## Rangering

Det mangler norske data for innholdet av Be i avløpsslam og dyrket jord. Mer kunnskap om oppførsel til Be i jord-plantesystemet, samt bindingsegenskaper i jord, er også ønskelig. Risikovurdering av Be i norsk avløpsslam kan ikke gjennomføres per i dag.

## 6.18. Molybden (Mo)

Molybden står ikke på myndighetenes OBS-liste, og det er ikke lagt spesielle prioriteringer for å redusere bruk og utslipp av Mo miljøet. Molybden brukes som legeringstilsetning i stål og i superlegeringer. MoS<sub>2</sub> brukes også som smøremiddel.

### Innhold i jord og avløpsslam

Det finnes ikke data for innholdet av Mo i norsk avløpsslam. Data for Mo i flomsedimenter i Norge finnes. Dersom vi antar at innholdet av Mo i avløpsslam er likt det svenske nivået, viser enkle beregninger at det vil ta ca 230 år å fordoble den gjennomsnittlige konsentrasjonen av Mo i jord der avløpsslam brukes.

### Effekter på helse og miljø

Molybden er essensielt for mange planter og dyr. Molybden inngår i enzymer som kontrollerer binding av N<sub>2</sub> og reduksjon av NO<sub>3</sub>. Mo/Cu-forholdet er for eksempel viktig for helse hos sau. Ved overskudd er Mo moderat giftig. Giftigheten synes å være lav i vann.

### Fordeling og transport i miljøet

Molybden er ett av de grunnstoffene hvis opptak i planter øker med økende pH (optimal pH over 6,5-7) og mer reduserende forhold.

### Stabilitet og nedbrytning

Ikke relevant.

## Rangering

Det mangler norske data for innholdet av Mo i avløpsslam og dyrket jord. Mer kunnskap om bindingsegenskaper i jord er også ønskelig. Risikovurdering av Mo i norsk avløpsslam kan ikke gjennomføres per i dag.

## 6.19. Organiske tinnforbindelser

Enkeltstoffene tributyltinnoksid (TBT-oksid), dibutyltinnklorid (DBT-klorid), monobutyltinn (MBT) og trifenylyltinnklorid (TFT-Cl) er vurdert. TBT- og TFT-forbindelser står på myndighetenes OBS-liste, og utslipp av disse søkes betydelig redusert innen 2010. Særlig TBT-forbindelser er giftige for mennesker, og har hormonforstyrrende effekter på vannlevende organismer. Man er spesielt bekymret for disse stoffene i marint miljø, da de har vært benyttet i bunnstoff/skipsmaling og er funnet i meget høye konsentrasjoner i marine havnesedimenter. Men de har også vært detektert i partikkelholdig elvevann som drenerer fra gamle industriområder og i sigevann fra deponier. Det er gjennomført en belgisk risikovurdering av organiske tinnforbindelser (Cornelis *et al.* 2005).

### Innhold i jord og avløpsslam

Det foreligger lite data fra undersøkelser av dyrket jord og avløpsslam i Norge, men noe data fra Sverige foreligger. Gjennomsnittsverdier for 19 svenske anlegg er: TBT: 0,05 mg/kg TS, MBT: 0,3 mg/kg TS, DBT: 0,23 mg/kg TS, TFT: 0. Avløpsslam i Norge bør analyseres for slike forbindelser.

### Effekter på helse og miljø

Det foreligger noe data for helseeffekter, men mest data for effekter på marine organismer, særlig for tributyltinnforbindelser. Det er anslått svært lave PNEC-verdier basert på hormonforstyrrende effekter hos marine organismer (0,002 ng/l, 0,003 µg/kg TS). Det er benyttet sikkerhetsfaktor 1000.

### Fordeling/transport i miljøet

Ut fra Koc-verdiene og log Kow (beregnet Kd 10-26) er det forventet at organiske tinnforbindelser fordeler seg både i vann og i slam/jord. Stoffene er funnet å være bioakkumulerbare i fisk (BCF: 2600-7100).

### Stabilitet og nedbrytning

Stoffene er ikke lett bionedbrytbare, men det er angitt en iboende ("inherent") nedbrytbarhet på 25% for tributyltinnoksid. Det er indikasjoner på at TBT-forbindelser brytes ned til DBT-forbindelser med tilsvarende giftighet som TBT-forbindelser.

### Rangering

Manglende data for innhold av organiske tinnforbindelser i norsk avløpsslam gjør at risikovurdering ikke kan gjennomføres. Ettersom stoffene er mistenkt for å ha hormonforstyrrende egenskaper, bør innholdet av organiske tinnforbindelser bestemmes i norsk avløpsslam. På basis av resultatene fra disse analysene må det vurderes om risikovurdering bør gjennomføres. En generell vurdering av miljøfaren kan gjøres på bakgrunn av eksisterende data.

## 6.20. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH16)

US EPAs 16 PAH-forbindelser er vurdert. Dette er:

- 2-ringsforbindelse: naftalen
- 3 rings forbindelser: acenaftalen, acenaften, fenantren, antrasen, fluoren
- 4 rings forbindelser: fluoranten, pyren, benzo(a)antrasen, krysen
- 5+-rings forbindelser: Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranten, Benzo(k)fluoranten, Indeno (1,2,3-cd)pyren, Dibenzo(a,h)antrasen, Benzo(g,h,j)perylene

PAH står på myndighetenes OBS-liste, og utslipp søkes redusert betydelig innen 2010. Man er spesielt bekymret for PAH da disse forbindelsene er giftige og enkelte av dem er kreftfremkallende. De er miljøskadelige og finnes i betydelige mengder i alle deler av miljøet. I SFTs veileder for risikovurdering av forurenset grunn (SFT 99:01) (Vik, *et al.* 1999) er det utarbeidet normverdier for mest følsom arealbruk for et utvalg av PAH-forbindelser (naftalen, fluoren, fluoranten, pyren og benzo(a)pyren). Statens Naturvårdsverk (2005) har utarbeidet risikovurdering og normverdier for forurenset grunn for alle 16 forbindelsene.

### Innhold i jord og avløpsslam

Det foreligger data fra undersøkelser av avløpsslam i Norge 2001-2002 (Nedland, 2002), ca. 40 analyser av hver av de 16 PAH-forbindelsene. Medianverdi for summen av PAH-forbindelsene i avløpsslam var beregnet til 1,8 mg/kg TS. Det bør imidlertid gjøres nye analyser av PAH av avløpsslam.

### Effekter på helse og miljø

Det foreligger data for helseeffekter og effekter på vann- og jordlevende organismer. PNEC-vann for naftalen er bestemt til 2,1 µg/l, PNEC for 3-rings PAH 0,15 µg/l og for 4+ rings PAH 0,015 µg/l (OSPARs EIF-verdier: Johnsen *et al.*, 2000). PNEC-jord for benzo(a)pyren er bestemt til 1,5 mg/kg TS. Denne er ansett for å være den giftigste av PAH-forbindelsene, men betydelig mengde data har gitt lav sikkerhetsfaktor 1. PNEC-jord for de øvrige forbindelsene ligger i området 1 mg/kg for naftalen – pyren og 0,1 mg/kg for de øvrige PAH-

forbindelsene. Sikkerhetsfaktorene ligger i området 10-100. En dansk dr. gradsavhandling (Jensen, 2004; Jensen og Sverdrup, 2003) har anslått 25 mg/kg TS som økologisk kvalitetskriterium for summen av 8 PAH (acenaften, fluoren, antrasen, fenantren, pyren, fluoranten, benzo(a)antrasen og krysen).

### **Fordeling/transport i miljøet**

Ut fra Koc-verdiene og log Kow er det forventet at de lette 2-3-rings PAH-forbindelsene (naftalen, acenaftalen, acenaften) fordeler seg både i vann og i slam/jord, mens de øvrige i hovedsak fordeler seg i slam/jord. De tyngste forbindelsene har høyest Kd-verdi.

Alle PAH-forbindelsene er funnet å være bioakkumulerbare (BCF fisk: 229-50000).

### **Stabilitet og nedbrytning**

Naftalen er lett bionedbrytbar (100% bionedbrytbarhet) og for fenantren er det målt 54% bionedbrytbarhet. De øvrige forbindelsene er ikke funnet å være lett bionedbrytbare.

### **Rangering**

Det foreligger tilstrekkelig med data for de fleste forbindelsene til å utarbeide risikovurdering her, og dette bør prioriteres. Det er imidlertid viktig å følge opp analyseserien fra 2001 for å se om det har skjedd noen reduksjon av PAH i avløpsslam de siste årene.

## **6.21. Polyklorerte bifenyler (PCB)**

Av totalt 209 ulike PCB-kongenere analyseres det vanligvis på syv. Konsentrasjonen av PCB i naturen nådde en topp på 60-70-tallet og har siden da gått tilbake. Bruk av PCB på verdensbasis har stort sett vært forbudt de siste 20-25 årene. Internasjonalt har det blitt fokusert mye på PCB i avløpsslam. Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for sum av 7PCB (0,01 mg/kg) (Vik *et al.* 1999).

### **Innhold i jord og avløpsslam**

Det finnes en del data på PCB-konsentrasjoner i avløpsslam. Disse ligger mer enn 250 ganger høyere enn bakgrunnsverdier i norsk jord og i samme område som svenske og danske data. Det er publisert lite materiale om konsentrasjon av de enkelte isomerer i avløpsslam, med unntak av de som inngår i PCB<sub>7</sub>-analysen.

### **Effekter på helse og miljø**

Det foreligger mye data for helseeffekter, men lite data for miljøeffekter. Som for dioksiner er PCB antakeligvis lite toksisk for invertebrater og planter. PCB er svært toksisk for fisk, og det er bestemt svært lave PNEC-verdier for akvatiske organismer (15 ng/l). Det finnes ikke opplysninger om toksisitet i jord.

### **Fordeling/transport i miljøet**

PCB binder svært godt til organisk materiale, og konsentrasjoner i vann er generelt lave. Forbindelsene har et høyt potensiale til å bioakkumulere i dyr og det viser seg at biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) i felt kan være betydelig høyere enn målte verdier på laboratoriet.

### **Stabilitet og nedbrytning**

PCBer er svært persistente, men det finnes lite informasjon om persistens av PCB i norsk jord. De publiserte verdiene er ofte estimater som brukes i modellering.

### **Rangering**

Informasjon om effekter i akvatiske og terrestriske organismer, data om persistens under norske forhold og bidrag av avløpsslam til biomagnifisering i næringskjeden må skaffes før en risikovurdering kan gjennomføres.

## 6.22. Ftalater

Forbindelsene dibutylftalat (DBP) og dietylheksylftalat (DEHP) er vurdert da det er disse betenkelige ftalatenes som er funnet i høye konsentrasjoner avløps slam. DBP og DEHP står på myndighetenes OBS-liste, og utslipp av DEHP søkes redusert betydelig innen 2010. EU har utarbeidet risikovurdering for begge disse stoffene. Spesielt DEHP kan skade forplantningsevnen og gi fosterskader.

### Innhold i jord og avløps slam

Det foreligger data fra undersøkelser av avløps slam i Norge 2001-2002 (Nedland, 2002), ca. 40 analyser av DBP og DEHP. Medianverdi for DPB i avløps slam var beregnet til 0,49 mg/kg TS og medianverdien av DEHP var beregnet til 43 mg/kg TS. Det bør imidlertid gjøres nye analyser av ftalater av avløps slam.

### Effekter på helse og miljø

Det foreligger data for helseeffekter og effekter på vann- og jordlevende organismer. PNEC-vann er bestemt til 10 µg/l for DBP og 0,5 µg/l for DEHP. PNEC-jord for DBP er beregnet til 2 mg/kg TS og for DEHP til 13 mg/kg TS. Sikkerhetsfaktorene ligger i området 10-100.

### Fordeling/transport i miljøet

DBP er forventet å fordele seg både i vann og i slam/jord (Kd:63), mens DEHP forventes å hovedsakelig fordele seg i slam/jord (Kd:5860). Stoffene er overflateaktive. DPB er ikke funnet å være bioakkumulert i fisk (BCF:13), mens DEHP vil akkumulere i fisk (BCF:840).

### Stabilitet og nedbrytning

DEHP er lett bionedbrytbar (100% bionedbrytbarhet).

### Rangering

Det foreligger tilstrekkelig med data for å utarbeide risikovurdering her. Det er imidlertid viktig å følge opp analyse serien fra 2001/2002 for å se om det har skjedd noen reduksjon av ftalater i avløps slam de siste årene. DEHP som er funnet i betydelige mengder i avløps slam, bør prioriteres mhp risikovurdering.

## 6.23. Alkylfenoler/alkylfenoletoksilater

Forbindelsene oktylfenol, nonylfenol og deres etoksilater er vurdert da det er disse som er funnet å være mest miljøfarlig (hormonforstyrrende effekt) og man har noe data fra avløps slam for disse forbindelsene. Stoffene står på myndighetenes prioriteringsliste over miljøgifter hvor utslipp ble søkt stanset innen 2005 (liste A). EU har utarbeidet risikovurdering for nonylfenol, men har i sine PNEC-utledninger ikke tatt hensyn til hormonforstyrrende effekter.

### Innhold i jord og avløps slam

Det foreligger data fra undersøkelser av avløps slam i Norge 2001-2002 (Nedland, 2002), ca. 40 analyser av nonylfenol og nonylfenoletoksilater (NFEO1 og NFEO2). Medianverdi for summen av nonylfenol i avløps slam var beregnet til 14,5 mg/kg TS og for nonylfenoletoksilat ((NFEO1 + NFEO2) til 8,5 mg/kg TS. Oktylfenol og –etoksilat er tidligere analysert (Paulsrud et al., 1997), men det ble ikke funnet høyere konsentrasjoner enn deteksjonsgrensen som den gang var 1 mg/kg TS. Det bør imidlertid gjøres nye analyser av alkylfenoler i avløps slam.

### Effekter på helse og miljø

Det foreligger data for vannlevende organismer for nonylfenol, men ikke data for jordlevende organismer. PNEC-vann for nonylfenol er anslått til 0,04 µg/l basert på hormonforstyrrende effekt, for nonylfenoletoksilat er anslått til 1,6 µg/l basert på at 2,5% av nonylfenoletoksilat brytes ned til nonylfenol. PNEC-vann er bestemt til 0,12 µg/l for oktylfenol og 1,7 µg/l oktylfenoletoksilat. Sikkerhetsfaktorene ligger i området 10-100. Det er funnet lite helsedata.

### Fordeling/transport i miljøet

Ut fra Koc-verdiene og log Kow er det forventet at stoffene fordeler seg både i vann og i slam/jord (Kd:21-66). Stoffene er ikke forventet å være bioakkumulerbare, men det foreligger lite BCF-data.

### Stabilitet og nedbrytning

Stoffene er ikke funnet å være lett bionedbrytbare.

### Rangering

Det bør prioriteres å utarbeide en risikovurdering for nonylfenol og nonylfenoletoksilater. Det foreligger ikke tilstrekkelig med data til å utarbeide risikovurderinger for oktylfenoler og deres etoksilater, men en generell vurdering av miljøfaren kan gjøres på bakgrunn av eksisterende data. Det er viktig å følge opp analyseserien fra 2001/2002 for å se om det har skjedd noen reduksjon av alkyfenoler i avløpsslam de siste årene.

## 6.24. Lineære alkylbenzensulfonater (LAS)

LAS er en betegnelse på flere ulike stoffer. LAS er vurdert ettersom dette stoffet har vært i bruk i betydelige mengder i vaskemidler, er funnet i avløpsslam i betydelige mengder og er funnet å være meget giftig for vannlevende organismer.

### Innhold i jord og avløpsslam

Det foreligger data fra undersøkelser av avløpsslam i Norge 2001-2002 (Nedland, 2002), ca. 40 analyser. Medianverdi for LAS i avløpsslam er beregnet til 1400 mg/kg TS.

### Effekter på helse og miljø

Det foreligger data for effekter på vann- og jordlevende organismer. PNEC for vannlevende organismer er bestemt til 250 µg/l basert på 95% beskyttelse av artene (SNV, 2000). PNEC for jordlevende organismer er bestemt til 4,6 mg/kg TS i en dansk dr.gradsavhandling (Jensen, 2004).

### Fordeling/transport i miljøet

Det foreligger lite data om fordeling/transport i miljøet. Stoffet er overflateaktivt, slik at det forventes å binde seg til partikulært materiale/jord. Analysedata for avløpsslam viser at dette er tilfelle. Eksperimentelt bestemte log K<sub>ow</sub>-verdier har ingen mening for denne typen stoffer. LAS kan være bioakkumulerbart (BCF fisk 35:1200).

### Stabilitet og nedbrytning

LAS er funnet å være lett bionedbrytbart (100%).

### Rangering

Det foreligger tilstrekkelig med data til å utarbeide risikovurdering her. Det er imidlertid viktig å følge opp analyseserien fra 2001/2002 for å se om det har skjedd noen reduksjon av LAS i avløpsslam de siste årene.

## 6.25. Bisfenol A

Forbindelsen bisfenol A er vurdert ettersom dette stoffet har vært i bruk i betydelige mengder og man har noe data fra analyse av avløpslam. Bisfenol A står på myndighetenes OBS-liste. EU har utarbeidet risikovurdering for bisfenol A (EU, 2003). Stoffet er giftig for mennesker og mulig reproduksjonsskadelig.

### Innhold i jord og avløpslam

Det foreligger noen nyere data fra undersøkelser av avløpslam i Norge (Snilsberg et al., 2005), ca. 13 analyser. Medianverdi for bisfenol A i avløpslam er beregnet til 0,36 mg/kg TS. Analyseprogram for bisfenol A bør utvides til flere anlegg.

### Effekter på helse og miljø

Det foreligger data for helseeffekter og effekter på vannlevende organismer. PNEC-vann er bestemt til 0,1 µg/l. PNEC-jord, utledet fra akvatiske data, er anslått til 0,0013 mg/kg TS. Sikkerhetsfaktor 10 er brukt i beregningene.

### Fordeling/transport i miljøet

Ut fra Koc-verdiene og log Kow er det forventet at Bisfenol A i hovedsak fordeler seg i vann (vannløselighet 300 mg/l, Kd:13), men noe går til slam/jord. Stoffet er ikke funnet å være bioakkumulerbart (BCF fisk:14).

### Stabilitet og nedbrytning

Bisfenol A er funnet å være lett bionedbrytbart (70% bionedbrytbarhet).

### Rangering

Det foreligger tilstrekkelig med data (med noen flere analysedata) til å utarbeide risikovurdering her, og en slik risikovurdering bør prioriteres.

## 6.26. Klorerte alifater

Stoffene kloroform (triklormetan), trikloreten og tetrakloreten er vurdert da disse er benyttet i miljøet i betydelige mengder og er toksiske både for mennesker (kreftfremkallende, og kan skade reproduksjonen) og vannlevende organismer. Stoffene står på myndighetenes OBS-liste, og utslipp av trikloreten og tetrakloreten søkes betydelig redusert innen 2010. I SFTs veileder for risikovurdering av forurenset grunn (SFT 99:01) (Vik, *et al.* 1999) er det utarbeidet normverdier for forurenset grunn for disse stoffene.

### Innhold i jord og avløpslam

Det foreligger ikke data fra undersøkelser av avløpslam i Norge eller andre land det kan være relevant å sammenlikne seg med. Norske data bør fremskaffes.

### Effekter på helse og miljø

Det foreligger helsedata og data for effekter på vannlevende organismer. PNEC-vann er bestemt til 56 µg/l for kloroform, 115 µg/l for trikloreten og 50 µg/l for tetrakloreten. Det er benyttet sikkerhetsfaktorer i området 10-50. PNEC-jord, beregnet fra akvatiske data, er 0,028 mg/kg TS for kloroform, 0,2 mg/kg TS for trikloreten og 0,1 mg/kg TS for tetrakloreten.

### Fordeling/transport i miljøet

Stoffene er flyktige (H-verdier 0,1-0,9), vannløselige (160-8000 mg/l) og går i hovedsak til luft og i vannfasen (Kd: 0,5-2,6). Ingen av stoffene er funnet å være bioakkumulerbare (BCF:13-77).

### Stabilitet og nedbrytning

Ingen av disse stoffene er funnet å være lett bionedbrytbare (0-19% bionedbrytbarhet).

## Rangering

Manglende data for innhold av klorerte alifater i norsk avløps slam gjør at risikovurdering ikke kan gjennomføres. En generell vurdering av miljøfaren kan gjøres på bakgrunn av eksisterende data.

### 6.27. Klorfenoler

Det er en målsetting både nasjonalt og internasjonalt å redusere utslippene av klorerte organiske forbindelser. Pentaklorfenol står på SFTs prioriteringsliste over miljøgifter som det er ønskelig ikke skal slippes ut etter 2005. Det er utarbeidet normverdi for jord for mest følsom arealbruk for pentaklorfenol (0,005 mg/kg) Vik *et al.* 1999).

#### Innhold i jord og avløps slam

Det foreligger svært få bestemmelser av klorfenol-innholdet i norsk avløps slam og jord. Et analyseresultat fra en slamprøve var tilgjengelig, og denne verdien ligger langt lavere enn verdier målt i Storbritannia. Bakgrunnsverdier for pentaklorfenol i jord er ikke tilgjengelig.

#### Effekter for helse og miljø

For pentaklorfenol foreligger det tilstrekkelig opplysninger om effekter for helse og i miljøet. Datagrunnlaget for diklorfenol er noe mangelfullt spesielt når det gjelder effekter for jordlevende organismer. For effekter for akvatiske organismer foreligger data fra akutte toksisitetstester.

#### Fordeling og transport i miljøet

Klorfenoler binder i mindre grad til organisk materiale enn klorbenzener og de vil derfor kunne mobiliseres i større grad. På grunn av raskt metabolisme er det mindre fare for biomagnifisering av klorfenoler gjennom næringskjeden.

#### Stabilitet og nedbrytning

Det er rapportert at klorfenoler ikke er persistente og har en maksimal halveringstid på 63 dager. Imidlertid er nedbrytning under norske klimatiske forhold ikke undersøkt. Det er kjent at pentaklorfenol er en forbindelse som transporteres over lange strekninger og kondenserer i subarktiske og arktiske strøk.

## Rangering

På grunn av manglende data om konsentrasjonsnivåer av pentaklorfenol i norsk avløps slam og jord kan det ikke foretas en risikovurdering av denne forbindelsen. For diklorfenol mangler det i tillegg data om effekter for jordlevende organismer.

### 6.28. Klorerte bensener

Noen av klorbensenerne er oppført i SFTs stoffliste over prioriterte kjemikalier som skal reduseres vesentlig innen 2010. For 1,2,4-triklorbensenen er det gjennomført en omfattende EU-risikovurdering. Det er utarbeidet normverdier for jord for mest følsom arealbruk for ulike klorbensener (Vik *et al.* 1999).

#### Innhold i jord og avløps slam

Konsentrasjon i norsk jord og avløps slam er ikke kjent. Bakgrunnsverdien for heksaklorbensenen i Sverige ligger på 5 µg/kg, for andre klorbensener er bakgrunnsverdien ikke kjent. Konsentrasjon av heksaklorbensenen i avløps slam ligger i britisk avløps slam opp til 0,3 mg/kg (Wang *et al.*, 1995)

### Effekter på helse og miljø

Det foreligger tilstrekkelig informasjon om effekter av klorbensener på helse. For effekter i miljøet, foreligger det tilstrekkelig informasjon om effekter av tri- og heksaklorbensener for vann- og jordlevende organismer. For diklorbensenen er datagrunnlaget noe tynnere og det mangler i særlig grad terrestriske effektdata.

### Fordeling og transport i miljøet

Høyklorerte bensener er bioakkumulerbare og kan anrikes i næringskjeden. I tillegg binder de sterkt til organisk materiale og vil derfor i stor grad havne i jord eller sediment. Lavklorerte bensener er flyktige, anrikes ikke i næringskjeden og binder noe mindre til organisk materiale. Det foreligger tilstrekkelig informasjon om bioakkumulering og sorpsjon.

### Stabilitet og nedbrytning

Data om biologisk og kjemisk nedbrytning av klorbensener er tilgjengelig men er generert ved 20 – 25 °C. Nedbrytningsrater som gjelder for norske klimaforhold, er ikke tilgjengelig. Tilgjengelig data indikerer at høyklorerte bensener er relativt persistente.

### Rangering

Det er ikke mulig å gjennomføre en risikovurdering av klorbensener i avløpsslam i Norge. Det finnes ikke data om nivåene i jord og slam, samt at nedbrytningspotensiale ikke er kjent for norske forhold.

## 6.29. Bromerte flammehemmere

Det er vurdert

- 13 enkeltstoffer av polybromerte difenyletere:  
PBDE-38 (tri), PBDE-47, 49-71,66 (tetra), PBDE-85, 99, 100 (penta), PBDE-138, 153, 154 (heksa), PBDE-183 (hepta), PBDE-206 (nona), og PBDE-209 (deka)
- Sum av heksabromsyklododekan (HBCDD)
- Tetrabrom bisfenol A

Disse stoffene er funnet i avløpsslam i Norge, og er vurdert fordi de kan skade foster og barn som får morsmelk, og det er mistanke om hormonforstyrrende effekter. Bromerte flammehemmere står på myndighetenes OBS-liste, og utslipp søkes redusert betydelig innen 2010. EU har gjennomført risikovurdering av PBDE-99 (pentabromdifenyleter), PBDE 209 (dekabromdifenyleter), HCBDD (heksabromsyklododekan) og tetrabrom bisfenol A.

### Innhold i jord og avløpsslam

Det foreligger data fra undersøkelser av avløpsslam i Norge fra 2004 (Snilsberg et al., 2005, Fjeld et al., 2005), ca. 20 analyser. Medianverdi for summen av PBDE-forbindelsene i avløpsslam var beregnet til 0,8 mg/kg TS. Medianverdi for summen av HBCDD i avløpsslam var beregnet til 0,034 mg/kg TS, og medianverdi for tetrabrombisfenol A var beregnet til 0,039 mg/kg TS. En rekke av disse dataene er fra avløpsanlegg i Mjøsområdet som mottar avløp fra industribedrifter som benytter bromerte flammehemmere. Dette betyr at disse gjennomsnittsverdiene kan være noe høyere enn på landsbasis. Analyseprogrammet bør utvides til flere anlegg.

### Effekter på helse og miljø

Det foreligger relativt lite helsedata og data for effekter på vannlevende og jordlevende organismer, men noe for de stoffene hvor EU har gjort risikovurderinger. PNEC-vann er bestemt til 0,53 µg/l for PBDE-99, 384 mg/l for PBDE-209, 0,11 µg/l for HBCDD og 6,6 µg/l for tetrabrombisfenol A. Det er benyttet sikkerhetsfaktorer i området 10-100. PNEC-jord er funnet å være 0,38 mg/kg TS for PBDE-99, 98 mg/kg TS for PBDE-209, 0,4 mg/kg TS for HBCDD og 0,0009 mg/kg TS for tetrabrombisfenol A.

**Fordeling/transport i miljøet**

Stoffene forventes å binde seg i slam og jord. Tetrabrombisfenol A har en vannløselighet 4,16 mg/l, slik at en liten del går i vannfasen. De fleste av de bromerte flammehemmerne er bioakkumulerbare (BCF: >1000). Data for BCF-tester med PBDE-183 (hepta) og PBDE-209 (deka) indikerer at disse ikke er bioakkumulerbare (BCF: 4).

**Stabilitet og nedbrytning**

Ingen av disse stoffene er funnet å være bionedbrytbare.

**Rangering**

Det foreligger ikke tilstrekkelig med data til å utarbeide risikovurdering her, men innsamling av data for en slik risikovurdering bør prioriteres. En generell vurdering av miljøfaren kan uansett gjøres på bakgrunn av eksisterende data.

**6.30. Polyklorerte dibenzodioksiner/dibenzofuraner (PCDD/PCDF)**

Det finnes 75 kongenerer av polyklorerte dioksiner og 135 kongenerer av polyklorerte furaner som har ulike kloreringsgrad. Konsentrasjonen av PCDD/PCDF angis ofte som internasjonale toksisitetsekvivalenter (i-TE) der de ulike kongenerene er korrigert for deres relative giftighet i forhold til den mest toksiske kongeneren 2,3,7,8-TCDD. Både toksisitet, persistens og bioakkumulering endrer seg til dels i stor grad med kloreringsgrad.

**Innhold i jord og avløps slam**

Konsentrasjonen av PCDD og PCDF har de siste årene gått noe tilbake i avløps slam og ligger i 2002 på 5 ng i-TE/kg TS. Det foreligger målinger fra 2 undersøkelser utført i 1996-97 og 2001-02 som omfattet 8 av de største norske rensesanlegg. PCDD/PCDF-konsentrasjonene er noe lavere enn målte konsentrasjoner i Sverige og Danmark og mye lavere enn foreslått grenseverdi for nytt EU-direktiv. Det finnes ikke opplysninger om bakgrunnsverdier i jord i Norge.

**Effekter på helse og miljø**

Det foreligger mye data for helseeffekter, men lite data for miljøeffekter. Dioksiner er antakeligvis mindre toksisk ovenfor invertebrater og planter fordi disse organismer mangler et protein som utløser en toksisk reaksjon. For fisk er dioksiner svært toksiske, men det finnes generelt lite data om effekter ovenfor fisk. Det er beregnet svært lave PNEC-verdier (3,8 pg/l) for akvatiske organismer.

**Fordeling/transport i miljøet**

PCDD og PCDF binder svært godt til organisk materiale, og konsentrasjoner i vann er generelt svært lave. Forbindelsene har et høyt potensiale til å bioakkumulere i dyr, men opptak i planter skjer trolig i liten grad via jord.

**Stabilitet og nedbrytning**

Persistens varierer mye med kloreringsgrad. Høyklorerte dioksiner og furaner er svært persistent med halveringstider på ca. 12 år mens lavklorerte brytes raskere ned.

**Rangering**

Det finnes ikke data om bakgrunnsverdier i Norge og det finnes ingen data om nedbrytning under norske klimatiske forhold. Biomagnifisering av PCDD/F gjennom næringskjeden og bidrag av avløps slam til dette er ikke vurdert her.

### 6.31. Polyklorerte naftalener

Polyklorerte naftalener er en gruppe forbindelser som bygger på ringsystemet til naftalen og som i ulik grad er klorert. Produksjonen har foregått siden 1910 men ble redusert på 70-tallet. Skjebnen av disse forbindelsene i naturen er i stor grad avhengig av kloreringsgraden.

#### Innhold i jord og avløps slam

Bakgrunnsverdier for norsk jord og innholdet i norsk avløps slam er ikke kjent. Imidlertid er det rapportert svært høye konsentrasjoner på mer enn 240 mg/kg TS i britisk avløps slam (Van de Plassche og Schwegler, 2002). Bakgrunnsverdi i britisk jord ligger ifølge samme undersøkelsen på 0,317 µg/kg.

#### Effekter på helse og miljø

Det er ikke fastsatt noen MTDI-verdi for PCN. Det finnes kun få effektdata for PCN i det akvatiske og terrestriske økosystemet. Disse indikerer at PCN er svært toksiske.

#### Fordeling/transport i miljøet

Med økende kloreringsgrad øker faren for bioakkumulering og biomagnifisering gjennom næringskjeden. Det er rapportert BCFs opp til 240000. Binding til organisk materiale vil også øke med kloreringsgrad. PCN kan generelt karakteriseres som hydrofobe forbindelser. Opptak i planter er ikke undersøkt.

#### Stabilitet og nedbrytning

Det er ikke kjent hvor raskt biologisk nedbrytning foregår.

#### Rangering

Til tross for at denne stoffgruppen karakteriseres som persistent, bioakkumulerbar og toksisk, og det er rapportert om høye konsentrasjoner i avløps slam, er svært lite kjent om dens økotoksiske potensiale og persistens. På grunn av manglende effektdata og konsentrasjoner i miljøet er det per i dag ikke mulig å foreta en risikovurdering av denne stoffgruppen.

### 6.32. Klorerte parafiner (kort- og mellomkjedete)

For kort- og mellomkjedete klorerte parafiner er det gjennomført EU-risikovurderinger.

#### Innhold i jord og avløps slam

For kortkjedete parafiner foreligger det målinger fra fire slamprøver fra to renseanlegg. Konsentrasjonene varierer mellom 1 og 7 mg/kg. Bakgrunnsverdier i norsk jord er ikke kjent. Det er nødvendig å kartlegge konsentrasjonsnivåene i andre renseanlegg. For mellomkjedete parafiner foreligger det verken norske målinger i jord eller avløps slam.

#### Effekter for miljø og helse

Det foreligger tilstrekkelig data for effekter av kort- og mellomkjedete klorerte parafiner for helse og miljø.

#### Fordeling og transport i miljøet

Kort- og mellomkjedete parafiner binder svært godt til organisk materiale i jord og sediment. Bindingsstyrken øker med økende kloreringsgrad. I forhold til andre forbindelser med tilsvarende log  $P_{ow}$  er BCF i fisk moderat. BCF er derimot svært høy i blåskjell.

#### Stabilitet og nedbrytning

Klorerte parafiner regnes å være svært persistente. Det foreligger lite data om nedbrytningsrater og stabilitet. I EUSES-modeller brukes derfor en maksimal nedbrytningstid på 2740 år.

## Rangering

Til tross for en god kunnskapsstatus om effekter av kort- og mellomkjedete parafiner kan det ikke foretas en risikovurdering på grunn av manglende data om konsentrasjonsnivåer i norsk avløpsslam og jord. I tillegg er nedbrytningshastigheten ikke kjent.

### 6.33. Perfluoroktanylsulfonat (PFOS)

Felles for forbindelsene i gruppen PFAS (perfluoralkylstoffer) er at de har spesielle kjemiske egenskaper som gjør de løselige både i vann og organiske løsemidler. Videre er de svært persistente. PFOS er en av de mest brukte PFAS-forbindelsene. Man er spesielt bekymret for muligheten for oppkonsentrering i næringskjeden, samt i miljøet ellers pga persistensegenskapene.

#### Innhold i jord og avløpsslam

Innholdet av PFOS i uforurenset jord er ikke kjent, men analyser av slam er foretatt og rapportert i to rapporter. Funnene viste våtvektkonsentrasjoner fra 449 til 1023 ng/kg og tørrvektkonsentrasjoner fra 50,8 til 2046 ng/kg.

#### Effekter på helse og miljø

For terrestrisk miljø finnes det en del data på sekundærkonsumenter som bier, rotter og fugl. For primærprodusenter og -konsumenter er det derimot sparsomt med data. PNEC for sistnevnte gruppe (relevant for slam) var 1,3 mg/kg jord, men dette er basert på et tynt datagrunnlag. PFOS er imidlertid giftig for bier og fugl. For ferskvannsmiljø er datagrunnlaget godt og PNEC var 0,03 mg/kg basert på data presentert her. For akvatisk miljø er det vanskelig å fastsette en passende usikkerhetsfaktor. Laveste NOEC for data som er funnet, er imidlertid 0,25 mg/l for reke. Det er ikke funnet grenseverdier for helseeffekter for PFOS.

#### Fordeling/transport i miljøet

Log Pow kan ikke benyttes for å vurdere fordeling i miljø for PFOS på grunn av forbindelsens spesielle overflateegenskaper. Det hevdes imidlertid at bindingen til sediment og slam er sterk, samtidig som at vannløseligheten er relativt høy (Hekster *et al.*, 2003). PFOS er bioakkumulerbar (BCF: 690 i vev hos regnbueørret).

#### Stabilitet og nedbrytning

Det er ikke funnet data for nedbrytning i jord eller vann, men det er oppgitt flere steder at PFOS er svært persistent (Hekster *et al.*, 2003).

## Rangering

Persistens og funn i slamprøver fører til at dette er en forbindelse som bør undersøkes nærmere for kartlegging av blant annet økotoksikologiske effekter.

### 6.34. Perfluorinert oktansyre (PFOA)

Felles for forbindelsene i gruppen PFAS er at de har spesielle kjemiske egenskaper som gjør de løselige både i vann og organiske løsemidler, videre er de svært persistente. PFOA er en av de PFAS-forbindelsene som i størst grad gjenfinnes i miljøet. Man er spesielt bekymret for muligheten for oppkonsentrering i næringskjeden, samt i miljøet ellers pga persistensegenskapene.

#### Innhold i jord og avløpsslam

Innholdet av PFOA i uforurenset jord er ikke kjent, men analyser av slam er foretatt og rapportert i to rapporter. Funnene viste konsentrasjoner fra 233 til 2154 ng/kg TS.

**Effekter på helse og miljø**

Datamengden er svært begrenset. Ikke noe data er funnet for terrestrisk miljø eller ferskvann. For marint miljø er det funnet noen få resultater. Laveste NOEC blant disse var for alger som var 43 mg/l.

**Fordeling/transport i miljøet**

Log  $P_{ow}$  kan ikke benyttes for å vurdere fordeling i miljø for PFOS på grunn av forbindelsens spesielle overflateegenskaper. Sorpsjonspotensialet for PFOA er ikke kartlagt. PFOA antas imidlertid å være bioakkumulerbar (BCF: 3,2 i vev og 25 i blod hos fisk).

**Stabilitet og nedbrytning**

Ingen data funnet.

**Rangering**

Manglende data for PFOA i organismer i terrestrisk miljø og begrenset data for akvatisk miljø gjør at risikovurdering vanskelig kan gjennomføres.

**6.35. Triclosan**

Man er spesielt bekymret for triclosan med hensyn på resistensutvikling hos mikroorganismer. Miljøstyrelsen i Danmark har skrevet en vurdering av triclosan (Samsøe-Petersen, *et al.*, 2003)

**Innhold i jord og avløps slam**

Det foreligger lite data fra undersøkelser av dyrket jord og avløps slam i Norge, men noe data fra Sverige foreligger. Målte verdier av triclosan i slam i Sverige var på 0,028-6,4 mg/kg TS (Samsøe-Petersen, 2003). Avløps slam i Norge bør analyseres for slike forbindelser.

**Effekter på helse og miljø**

Det foreligger noe data for helseeffekter, men mest data for effekter på ferskvannsorganismer. En anbefalt grenseverdi for oralt inntak hos mennesker var satt til 5 mg/kg mat. Triclosan er godt undersøkt i ferskvann, hvor alger er mest følsomme organisme. PNEC for ferskvannsarter var 0,05 µg/L. Terrestrisk miljø er ikke like godt undersøkt, men av de artene som er funnet rapportert var planter (agurk) mest følsom. PNEC for terrestrisk miljø er 0,096 µg/kg. For sjøvann ble det ikke funnet tilstrekkelig data til å kunne foreta en PNEC-vurdering.

**Fordeling/transport i miljøet**

Koc-verdiene er 47500 og log  $P_{ow}$  er 4,8 (beregnet  $K_d$ , basert på innhold av organisk karbon på 1 %, er 0,47). Hvorvidt triclosan er bioakkumulerbart er lite undersøkt, men en studie i fisk har vist BCF på 500.

**Stabilitet og nedbrytning**

Begrenset mengde data på nedbrytbarhet ble funnet. En studie på jord viste imidlertid en halveringstid på mellom 17 og 35 dager.

**Rangering**

Manglende data for innhold av triclosan i norsk avløps slam gjør at risikovurdering ikke kan gjennomføres.

### 6.36. Legemidler

Hormoner (østradiol, østron, østriol og etinyløstradiol), fluorokinoloner (norfloxacin, ofloxacin, ciprofloxacin) og tetracycliner (doxycyclin) er vurdert da det er disse stoffene vi har funnet tilgjengelige data for i svensk avløps slam. Vi er kjent med at SFT er i ferd med å få utarbeidet en undersøkelse av flere legemidler, men resultater fra denne undersøkelsen er ikke tilgjengelig ennå.

#### Innhold i jord og avløps slam

Det foreligger ikke publiserte data fra undersøkelser av avløps slam i Norge, men det foreligger noe data fra avløps slam i Sverige (Paulsrud, 2005; Lindberg et al., 2005). Middelverdi for summen av hormon-forbindelsene i avløps slam var beregnet til 0,066 mg/kg TS. Medianverdi for summen av fluorokinolonene i avløps slam var beregnet til 6,5 mg/kg TS, og medianverdi for doxycyclin var beregnet til 1,5 mg/kg TS. Hvorvidt disse data er representative for norske forhold, vites ikke.

#### Effekter på helse og miljø

Relevante data for effekter på vannlevende og jordlevende organismer har ikke vært tilgjengelig.

#### Fordeling/transport i miljøet

Hormonene forventes å fordele seg delvis i slam og jord og delvis i vann (log K<sub>ow</sub>: 2,8-4,2). Målte log K<sub>ow</sub>-verdier for fluorokinolonene og doxycyclin er lave (log K<sub>ow</sub> :-1-1,6), men undersøkelse har vist at disse stoffene er overflateaktive og bindes til slam. K<sub>d</sub>-verdier (jord-vann) for denne typen stoffer er funnet å være i størrelsesorden 260->10000 (Golet et al., 2003; Beausse, 2004).

Østradiol og etinyløstradiol har BCF-verdier >100 og vil bioakkumulere.

#### Stabilitet og nedbrytning

Etinyløstradiol er funnet å være ikke lett bionedbrytbar.

Fullskala undersøkelser av fluorokinoloner (ciprofloxacin og norfloxacin) i slam (Golet et al., 2003) viser at disse nedbrytes langsomt i jord.

#### Rangering

Det foreligger ikke tilstrekkelig med data til å utarbeide risikovurdering her. Prioritering av risikovurdering vurderes når data fra SFT-undersøkelsen foreligger.

### 6.37. Galaxolide

Polysykliske muskforbindelser har erstattet de mer skadelige nitromuskforbindelsene i såpe og kosmetikkindustrien.

#### Innhold i jord og avløps slam

I et prosjekt gjennomført av Nordisk Ministerråd (2004) ble det gjennomført analyser av blant annet galaxolide i slam fra norske renseanlegg. Resultatene fra denne undersøkelsen viste at innholdet av galaxolide i slam lå fra 0,254 til 22,4 mg/kg tørrvekt. I to omfattende artikler gjennomført av Balk og Ford (1999) ble det rapportert effektstudier med galaxolide både på terrestriske og akvatiske organismer.

#### Effekter på helse og miljø

Det foreligger ikke noe data for helseeffekter, men galaxolide har blitt brukt som parfymestoff i hudpleieprodukter i mange år. For akvatisk miljø var laveste NOEC 0,068 mg/l og PNEC ble satt til 68 µg/l. For terrestrisk miljø var PNEC 0,32 mg/kg jord basert på innsamlet data. PNEC for sjøvann kunne ikke fastsettes på grunn av lite datamateriale.

**Fordeling/transport i miljøet**

Data for Koc-verdiene varierte fra 6681 til 72444 l/kg, log Pow var på 5,8 og Kd ble målt til 5012 l/kg. Galaxolide er funnet å være bioakkumulerende i fisk (BCF: 1584).

**Stabilitet og nedbrytning**

Det er ikke funnet nedbrytningsdata for galaxolide i jord eller vann.

**Rangering**

PNEC i akvatisk miljø er lav sammenlignet med funn gjort i norske slamprøver, men uten nedbrytningsdata er det vanskelig å gjøre en fullstendig risikovurdering. For terrestrisk miljø er det liten avstand mellom nivåer funnet i slam og PNEC for organismer. PEC/PNEC er imidlertid under 1.

**6.38. Tonalid**

Polysykliske muskforbindelser har erstattet de mer skadelige nitromuskforbindelsene i såpe og kosmetikkindustrien.

**Innhold i jord og avløpslam**

I et prosjekt gjennomført av Nordisk Ministerråd (2004) ble det gjennomført analyser av blant annet tonalid i slam fra norske renseanlegg. Resultatene fra denne undersøkelsen viste at innholdet av tonalid lå fra 0,068 til 3,5 mg/kg tørrvekt. I to omfattende artikler gjennomført av Balk og Ford (1999) ble det rapportert effektstudier med tonalid både på terrestriske og akvatiske organismer.

**Effekter på helse og miljø**

Det foreligger ikke noe data for helseeffekter, men tonalid har blitt brukt som parfymestoff i hudpleieprodukter i mange år. For akvatisk miljø var PNEC 3,5 µg/l. For terrestrisk miljø var PNEC 0,32 mg/kg jord basert på innsamlet data. PNEC for sjøvann kunne ikke fastsettes på grunn av lite datamateriale.

**Fordeling/transport i miljøet**

Data for Koc-verdiene varierte fra 7018 til 63095 l/kg, log Pow var på 5,7 og Kd ble målt til 5012 l/kg. Tonalid er funnet å være bioakkumulerende i fisk (BCF: 597).

**Stabilitet og nedbrytning**

Det ble ikke funnet nedbrytningsdata for tonalid i jord eller vann.

**Rangering**

PNEC i akvatisk miljø var lav sammenlignet med funn gjort i norske slamprøver, men uten nedbrytningsdata er det vanskelig å gjøre en fullstendig risikovurdering. For terrestrisk miljø er det noe avstand mellom nivåer funnet i slam og PNEC for organismer. PEC/PNEC er under 1.

**6.39. Irgarol**

Irgarol brukes i hovedsak som bunnstoff på båter og skip. Man er spesielt bekymret for denne forbindelsen i marint miljø.

**Innhold i jord og avløpslam**

Det foreligger lite data fra undersøkelser av dyrket jord og avløpslam i Norge, men SFT hadde den med i sin screening i 2004, hvorav noen få slamprøver også ble analysert. Målte verdier av irgarol i slam fra SFT-screeningen var under deteksjonsgrensen.

**Effekter på helse og miljø**

Det foreligger kun data på alger og krepsdyr i marint miljø. PNEC for marint miljø var satt til 0,0045 µg/l.

**Fordeling/transport i miljøet**

Koc-verdiene var 820-956 og Kd var 6,56-7,65. Irgarol er moderat bioakkumulerbar i fisk (BCF: 160).

**Stabilitet og nedbrytning**

Begrenset mengde data på nedbrytbarhet ble funnet. En studie på jord viste imidlertid en halveringstid på 101 dager.

**Rangering**

Manglende data for effekter av irgarol i terrestrisk miljø, og begrenset oversikt over innhold av irgarol i norsk avløpslam gjør at risikovurdering ikke kan gjennomføres for slam direkte. Nedbrytning i jord ser imidlertid ut til å gå langsomt, slik at en grundigere risikovurdering bør foretas dersom irgarol kvantifiseres i avløpslam.

**6.40. Diuron**

Diuron brukes i hovedsak som bunnstoff på båter og skip. Man er spesielt bekymret for denne forbindelsen i marint miljø.

**Innhold i jord og avløpslam**

Det foreligger lite data fra undersøkelser av dyrket jord og avløpslam i Norge, men SFT hadde den med i sin screening i 2004, hvorav noen få slam-prøver også ble analysert. Målte verdier av diuron i slam fra SFT-screeningen var under deteksjonsgrensen.

**Effekter på helse og miljø**

Det ble kun funnet data på alger, krepsdyr og fisk i marint miljø, samt for regnbueørret i ferskvann. Det ble ikke funnet data for terrestriske arter. PNEC for marint miljø var satt til 0,24 µg/l. US EPA har satt en grense for anbefalt daglig inntak hos mennesker (RfD) på 0,002 mg/kg/dag for diuron.

**Fordeling/transport i miljøet**

Koc-verdien var 398 og log Pow var 2,68. Kd (beregnet ut fra et innhold av organisk karbon på 1 % og Koc) var 3,98. Diuron var moderat bioakkumulerbar i fisk (BCF: 3,9-14).

**Stabilitet og nedbrytning**

Begrenset mengde data på nedbrytbarhet ble funnet. Ett studie på jord viste imidlertid en halveringstid på 330 dager.

**Rangering**

Manglende data for effekter av diuron i terrestrisk miljø, og begrenset oversikt over innhold av diuron i norsk avløpslam gjør at risikovurdering vanskelig kan gjennomføres for slam direkte. Nedbrytning i jord ser imidlertid ut til å være begrenset, slik at dersom diuron kvantifiseres i avløpslam, bør det utføres en grundig risikovurdering.

**6.41. Butylhydroksytoluen (BHT)**

BHT benyttes som antioksidant i matvarer og kosmetikk samt i ulik industri. Fordi forbindelsen benyttes i mange ulike produkter, antas det at det foregår en diffus forurensning med BHT. Den største bekymringen knyttet til BHT er antagelig en mistanke om at den kan gi hudkreft, hvilket er relevant i sammenheng med innholdet i kosmetikk.

**Innhold i jord og avløpslam**

Det foreligger lite data fra undersøkelser av dyrket jord og avløpslam i Norge, men SFT hadde den med i sin screening i 2004, hvorav noen få slamprøver også ble analysert. Målte verdier av BHT i slam fra SFT-screeningen var <0,2-1,0 µg/kg.

**Effekter på helse og miljø**

Det foreligger en ADI (akseptabelt daglig inntak) for mennesker på 0,3 mg/kg. Økotoksikologisk data er ikke funnet for BHT.

**Fordeling/transport i miljøet**

Med unntak av log Pow på 5,1 ble det ikke funnet data som kunne beskrive fordeling og transport av BHT i jord eller slam.

**Stabilitet og nedbrytning**

Ingen data.

**Rangering**

En svært begrenset datamengde gjør at det ikke kan gjennomføres en risikovurdering for BHT.

**6.42. Glyfosat**

Glyfosat er den aktive forbindelsen i et av de mest benyttede plantevernmidlene i Norge, både profesjonelt og for hobbybruk. Forbindelsen er videre svært grundig risikovurdert av Mattilsynet og tidligere Rådet for plantevernmidler med hensyn på miljø og human helse. Det bør vurderes hvorvidt det er sannsynlig at bidrag av glyfosat fra slam på jordbruksjord vil kunne ha noen betydning sammenlignet med den normale bruken av middelet.

**Innhold i jord og avløpslam**

Det er ikke funnet data som beskriver nivået av glyfosat i uforurenset jord eller i slam.

**Effekter på helse og miljø**

En fullstendig vurdering av glyfosat er foretatt av Mattilsynet og VKM. Det henvises til deres vurdering av glyfosat, da de har vurdert rådata bak dokumentasjonen som er innsendt av produsent. Akseptabelt daglig inntak for glyfosat er fastsatt av JMPR og er 0,3 mg/kg kg/dag. Glyfosat er giftig for vannlevende organismer.

**Fordeling/transport i miljøet**

Glyfosat er ikke bioakkumulerbar.

**Stabilitet og nedbrytning**

Glyfosat brytes ned både i vann og jord. Halveringstiden i vann er fra 12 dager til 10 uker. I jord har feltundersøkelser vist at glyfosat brytes langsommere ned enn det tidligere laboratorieforsøk har vist. I felt er halveringstiden i jord målt til 174 dager.

**Rangering**

Det henvises til fullstendig vurdering av glyfosat hos Mattilsynet. Videre er det vanskelig å se at den tilførselen av glyfosat som kommer fra slam, vil ha noen betydning sammenlignet med den normale bruken av glyfosat i landbruket og på andre grøntarealer.

### 6.43. DEET

DEET er et insektmiddel. Det er ufarlig for voksne, men barn som har et større overflate/volum forhold, må være forsiktige med doseringen.

#### **Innhold i jord og avløpslam**

Ingen data.

#### **Effekter på helse og miljø**

Det kan oppstå helseeffekter hos barn ved bruk DEET som insektsrepellent. Utover en  $EC_{50}$  verdi på fisk er det ikke funnet økotoksikologiske data for DEET.

#### **Fordeling/transport i miljøet**

Log  $P_{ow}$  var 2,18. Det er ikke funnet data som kan si noe om fordeling og transport i miljø.

#### **Stabilitet og nedbrytning**

Ikke funnet data.

#### **Rangering**

Det er ikke mulig å gjennomføre en risikovurdering på det datagrunnlaget som er funnet.

## 7. Referanser

- Amundsen, C.E., Hartnik, T, og Linjordet, R. (1997). Avløpsslam i jord – kjemiske og mikrobiologiske endringer. Jordforsk-rapport 138/97, ISBN-nr 82-7467-275-5. Bioforsk, Ås.
- Amundsen, C.E. og Linjordet, R. 1998. Risikovurderinger av miljøgifter i avløpsslam. Vitenskapelig grunnlag for eksisterende grenseverdier. Jordforsk-rapport 95/98, ISBN-nr 82-7467-311-5. Bioforsk, Ås.
- Amundsen, C. E., Eggen, T. og Lystad, H. (2001). Stabilitet og nedbrytning av organiske forurensninger i avløpsslam ved storskala kompostering. Jordforsk-rapport 50/01.
- Amundsen, C.E., Paulsrud, B., Nedland, K.T., Høgåsen, H., Gjerde, B. og Mohn, H. (2001). Miljøgifter og smittestoffer i organisk avfall. Status og veien videre. Jordforsk-rapport 97/01, ISBN-nr 82-7467-418-9. Bioforsk, Ås.
- Amundsen, C. E. og Hartnik, T. (2003). Bromerte flammehemmere og klorerte parafiner i avløpsslam, slamkompost, sedimenter og avløpsvann. Jordforsk rapport 61/03.
- Aquateam (2004): Oversikt over økotoksikologiske data for PAH og alkener. Aquateam-notat.
- Aquire (2006): US EPA online Ecotox internet database.
- Artola-Garicano, E., Hermes, J.L.M., Vaes, H.J.V. (2003). Evaluation of simple treat 3.0 for two hydrofobic and slowly biodegradable chemicals: polycyclic musks HHCB and AHTN. Water Research, 37: 4377-4384.
- Balk, F. and Ford, R.A. (1999) Environmental assessment for the polycyclic musks, ATHN and HHCB in the EU. I. Fate and exposure assessment. Toxicology Letters 111: 57-79
- Balk, F. and Ford, R.A. (1999) Environmental assessment for the polycyclic musks, ATHN and HHCB in the EU. II. Effect assessment and risk characterisation. Toxicology Letters 111: 81-94
- Beausse, J. (2004): Selected drugs in solid matrices: a review of environmental determination, occurrence and properties of principal substances. Trends in Analytical Chemistry, Vol. 23, No 10-11, pp 753-761.
- Beck, P.A. og Jaques, R. (1993): Datarapport for miljøgifter i Norge. SFT-rapport nr 93:23, Oslo.
- Boutonnet, J. C., Thompson, R. S., De Rooij, C., Garny, V., Lecloux, A. og Van Wijk, D. (2004). 1,4-Dichlorobenzene Marine Risk Assessment With Special Reference to the Osparcom Region: North Sea. Environmental Monitoring and Assessment. 97(1-3): 103-117.
- Brook D., Footitt, A. and Nwaogu, T.A. (2004). Environmental risk evaluation report: Perfluorooctanesulphonate (PFOS). Environmental Agency, UK.
- BUA (2003): BUA report 238 Tributultin oxide (Bis(tri-n-uytyltin)oxide) (No. 36). GDCh-Advisory Committee on Existing Chemicals (BUA). S. Hirzel Wissenschaftliche verlagsgesellschaft.
- CEC (1986) Council of the European Communities. Council Directive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture (86/278/EEC). Off. J. Eur. Communities L 181, 6-12.
- CEC (2003): Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment of Chemical Substances following European Regulation and Directives. Second Edition, April 2003. European Chemical Bureau (ECB), JRC.ISPRA, Italy. Available from: <http://ecb.jrc.it/tgdoc>
- CEN (2005): Characterisation of sludges – Guide to risk assessment especially in relation to use and disposal of sludges, Draft for discussion (Ver. 2.1), CEN/TC308/WG3/N59

- Cornelis, C., Bierkens, J., Goyvaerts, M.P., Joris, I., Nielsen, P. and Schoeters, G. (2005): Framework for quality assessment of organotin in sediments in view of re-use on land. Draft VITO report 2005/IMS/R.
- Dobbs, M.G., Cherry, D.S., and Cairns, J.Jr. (1996). Toxicity and bioaccumulation of selenium to a three-trophic level food chain. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, no.3, s. 340-347.
- DOSE (1993). The dictionary of substances and their effects. Eds Richardson, M.L. og Gangolli, S. ISBN 0-85186-341-8. Royal Society of Chemistry.
- Efroymsen, R.A., Will, M.E. and Suter, G.W.II (1997). Toxicological benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic process: 1997 revision. ES/ER/TM-126/R2. US Department of Energy.
- Elert, M., Jones, C., Wik, O. og Kockum, K. (2005): Vägledning för riskbedömning av förorenade områden. Rapport Naturvårdsverket. Remissversjon 2005-07-04.
- EnviChem (2000): Data Bank of Environmental Properties of Chemicals, Version 2.0, Finnish Environment Agency.
- Environment Canada (2003). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic life: Inorganic Mercury and Methylmercury. Scientific Supporting Document. Ecosystem Health: Scientific-based Solutions Report. No. 1-7. ISBN 0-662-34154-6. National Guidelines and Standards Office, Water Policy and Coordination Directorate, Environment Canada. Ottawa.
- Eriksson, J. (2001). Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Naturvårdsverket rapport 5148. Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige.
- Esser, K.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 (1996): "Technical Guidance Documents in Support of the Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and the Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances", Part I-IV, Luxembourg.
- EU (2000): Risk assessment of diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether). Final report of August 2000. R015-0008-env-hh.
- EU (2001) European Union Risk assessment Report. Tetrachloroethylene. Draft Report August 2001.
- EU (2001): Risk Assessment bis(ethylhexyl)phthalate (DEHP). Consolidated Final Report, September 2001.
- EU (2002): 4-nonylphenol (Branched) and nonylphenol. Summary risk assessment report. 2002. Special Publication I.02.69.
- EU (2002): European Union Risk Assessment Report 4-nonylphenol (Branched) and nonylphenol.
- EU (2002): Formation of nonylphenol during the biodegradation of nonyl phenol ethoxilates. Draft 2002.
- EU (2002): Targeted (Environmental Risk Assessment Report. 4-tert-Octylphenol. Draft Environmental report, May 2002.
- EU (2003): 4,4-isopropylidenediphenol (Bisphenol-A). Summary risk report. 2003. Special Publication I.03.149.

- EU (2003): Bis (pentabromophenyl) ether. Summary risk assessment report.2003. Special publication I.02.78.
- EU (2003): Dibutyl phthalate. Summary risk assessment report. With addendum 2004. Special publication I.01.66.
- EU (2003): European Union Risk Assessment Report. 4,4-isopropylidenediphenol (Bisphenol-A).
- EU (2003): Risk assessment Hexabromocyclododecane. Draft 14 May 2003.
- EU (2003): Utdrag fra "Risk Assessment Tetrabromobisphenol A" . R402-0311-env.
- EU (2004) European Union Risk assessment report. Trichloroethylene. Final report 2004.
- Euro Chlor (1999). 1,2-Dichlorobenzene. Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM Region - North Sea.
- Euro Chlor (2002). PCBs (Polychlorinated biphenyls), DDT (Di(para-chloro-phenyl)-trichloroethane), Dioxins. Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM Region - North Sea.
- European Chemicals Bureau (1999). European Union Risk Assessment Report - Alkanes, C10-13, chloro (SCPP). Italy; EC: 287-476-5.
- European Chemicals Bureau (2005). European Union Risk Assessment Report - Alkanes, C14-17, chloro (MCPP). Italy; EC: 287-477-0.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C.A., og Gundersen, H., (2005): Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. SFT, TA 2096/2005.
- Golet, E.M., Xifra, I., Sigrist, H., Alder, A.C. and Giger, W. (2003): Environmental exposure assessment of fluoroquinolone antibacterial agents from sewage to soil. Environ. Sci. Technol., Vol. 37, No 15, pp 3243-3249.
- Harner, T., Mackay, D. og Jones, K. C. (1995). Model of the Long-Term Exchange of Pcb's Between Soil and the Atmosphere in the Southern Uk. Environmental Science & Technology. 29(5): 1200-1209.
- Harrison, E.Z., McBride, M.B. and Bouldin, D.R. (1999): Land application of sewage sludge: an appraisal of the US regulations. Int. J. Environment and Pollution. Vol. 11, No 1.
- Hekster, F.M., Laane, R.W.P.M. and de Voogt, P. (2003) Environmental and Toxicity Effects of Perfluoroalkylated Substances. Rev. Environ. Contam Toxicol. 179:99-121
- Hellström, T. (2000): Bromerade flamskyddsmedel (PBDE och PBB) i slam - ett problem? VAV. M113, Svenska Vatten- och avloppsverksföreningen, april 2000.
- IMM (1991): Hälsoriskeffekter av luftföroreningar i utomhusluft. IMM rapport 2/91.
- IRIS (2006): Integrated risk information system. USEPA
- IUCLID (2000): International Uniform Chemical Information Database, - Existing Chemicals-1996, -Internet version, European Chemical Bureau, European Commission, JRC Environmental Institute, Ispra Italy.
- Jensen, J. (2004): Ecotoxicological effect assessment and risk characterisation of selected contaminants in sewage sludge. PhD Thesis. The Danish University of Pharmaceutical Sciences. Department of Analytical Chemistry.
- Jensen, J. and Folker-Hansen, P. (1995): Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds, Arbeidsrapport fra Miljøstyrelsen Nr.47, Danmark.

- Jensen, J. and Sverdrup, L.E. (2003): Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Ecotoxicity Data for Developing Soil Quality Criteria. *Rev Environ Contam Toxicol* 179:73-97.
- Johnsen, S., Frost, T., Hjelsvold, and Utvik, T.R. (2000): The Environmental Impact Factor – a proposed tool for produced water impact reduction, management and regulation. SPE 61178.
- Jones, K.; Semple, K.; Halsall, C.; Thomas, G., and Sweetman, A. (2005). Physical Chemical Property Data on Polychlorinated Naphthalenes [Web Page]. Accessed 2006 Mar 22.
- Kallenborn, R., Berger, U., Järnberg, U. (2004). Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment. *TemaNord* 2004:552.
- Kemikalieinspektionen (2004). PFOS-relaterade ämnen. Strategi för utfasning. Inkludert Bilag 3: Riskbedömning ac PFOS.
- Kristensen, P., Tørsløv, J., Samsøe-Petersen, L. og Rasmussen, J.O. (1996: Anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Kontamineringsniveau, miljørisikovurdering og forslag til kvalitetskriterer. Hovedrapport Miljøprojekt nr. 328. Miljø- og energiministeriet, Miljøstyrelsen, Danmark.
- Kuperman, R.G., Chekai, R.T., Simini, M., Phillips, C.T., Speicher, J.S. og Barclift, D.J. (2006). Toxicity benchmarks for antimony, barium, and beryllium determined using reproduction endpoints for *Folsomia candida*, *Eisenia fetida*, and *Enchytraeus crypticus*. *Env. Toxicology and Chemistry* 25, no.3,754-762.
- Lindberg, R.H., Wennberg, P., Johansson, M.I., Tysklind, M. and Andersson, B.A. (2005): Screening of human antibiotic substances and determination of weekly mass flows in five sewage treatment plants in Sweden. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 10, 3421-3429.
- Madsen, T., Gustavson, K., Samsøe-Pedersen, L., Simonsen, F., Jacobsen, J., Foverskov, S., Mørk Larsen, M. (1998). Kortlægning og vurdering af antibegroingsmidler til lystbåde i Danmark. Rapport No. 384, Miljøstyrelsen, København.
- Martin, J.W., Muir, D.C.G., Solomon, K.R., Mabury, S.A. (2003). Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Tox Chem* 22: 196-204.
- MDEP (1994): Background documentation for the development of HCP numerical standards. Massachusetts Department of Environmental Protection, USA.
- Miljø- og energiministeriet (1996): Bekendtgørelse nr. 823 af 16. september 1996 om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål, København.
- Mogensen, B.B., Pritzl, G., Rastogi, S., Glesne, O., Hedlund, B., Hirvi, J.P., Sigurdson, A. (2004). Musk compounds in the Nordic environment. *TemaNord* 2004:503
- Moody, C.A., Martin, J.W., Kwan, W.C., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. (2002). Monitoring perfluorinated surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into Etobicoke Creek. *Envi. Sci Technol* 36: 545-551.
- Naturvårdsverket (1994) Kungörelse med forskrifter om skydd för miljön, särskilt marken. När avloppsslam används i jordbruket; SNFS 1994:2, Statens Naturvårdsverk, Stockholm, Sverige.
- Naturvårdsverket (1997) Development of Generic Guideline Values - Model and data used for Generic Guideline Values for Contaminated Soils in Sweden. Report Nr. 4639.
- Nedland, K.T. (2002): Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra en ny undersøkelse i 2001-02. Aquateam-rapport 02-018.
- Nilsson, C. (1996) Organiska miljöföroreningar i slam – Bidrag til människors exponering för vissa östrogenförande substanser. Rapport 4673, Statens Naturvårdsverk, Stockholm, Sverige.

- 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 94.077. NGU, Pb 3006, Lade, 7002 Trondheim.
- NRC (2002) *Biosolids Applied to Land: Advancing Standards and Practices*. National Research Council. National Academy Press, Washington, DC.  
<http://www.nap.edu/books/0309084865/html/>
- OECD (2002). Draft assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts: Complete assessment. ENV/JM/RD (2002) 17. OECD.
- OSPAR (2001): Draft OSPAR Document on Octylphenol. Presented by UK on the working group on point and diffuse sources (PDS), Oslo, 17-21 December 2001.
- Ottosen, R.T., Bogen, J., Bølviken, B., Volden, T. og Haugland, T. (2000). Geokjemisk atlas for Norge. Del 1: Kjemisk sammensetning av flomsedimenter. NGU, N-7491 Trondheim.
- Paulsrud, B. (2005): Status for legemidler i avløps slam. En litteraturstudie. Aquateam-rapport 05-049.
- Paulsrud, B., Nedland, K.T. og Wien, A. (1997): Organiske miljøgifter i norsk avløps slam. SFT rapport 97:25.
- Ratte, H.T. (1999). Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: a review. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, no.1, s.89-108.
- Reiss, R., Mackay, N., Habig, C. and Griffin, J. (2002). An ecological risk assessment for triclosan in lotic systems following discharge from wastewater treatment plants in the united states. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 21 No. 11 pp 2483-2492.
- Samsøe-Petersen, L., Winther-Nielsen, M. and Madsen, T. (2003). Environmental Project No 861. Miljøstyrelsen. DK
- Samsøe-Petersen, L. (2003): Organic contaminants in sewage sludge. Naturvårdsverket rapport 5217.
- Schlabach, M., Mariussen, E., Borgen, A., Dye, C., Enge, E.K., Steinnes, E., Green, N. og Mohn, H. (2002): Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner. NILU rapport 866/02. Norsk institutt for luftforskning, Kjeller
- Schowaneck, D., Carr, R., David, H., Douben, P., Hall, J., Kirchmann, H., Patria, L., Sequi, P., Smith, S. and Webb, S. (2004): A risk-based methodology for deriving quality standards for organic contaminants in sewage sludge for use in agriculture – Conceptual Framework. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 40 (2004), 227-251.
- Snilsberg, P., Schlabach, M. og Eggen, T. (2005): Vurdering av bromerte flammehemmere til Mjøsa fra deponier, kommunale renseanlegg og elver. SFT, TA 2104/2005.
- SNV (2000): Surfactants 2000. Swedish Society for Nature Conservation. Foundations concerning criteria for "Bra Miljöval", Naturvårdsverket, Stockholm.
- Sosial- og helsedepartementet (2001): Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften).
- Suidan, M.T., Esperanza, M., Zein, M., McCauley, P., Brenner, R.C. and Venosa, A.D. (2005): Challenges in biodegradation of trace contaminants -Gasoline oxygenates and sex hormones. *Wat. Environ. Res.*, Vol 77, No 1, 4-11.
- Ternes, T.A., Herrmann, N., Bonerz, M., Knacker, T., Siegrist, H., Joss, A. (2004). A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient (K<sub>d</sub>) for pharmaceutical and musk fragrances in sewage sludge. *Water Research*, 38: 4075-4084.

Ternes, T.A., Stumpf, M., Mueller, J., Haberer, K., Wilken, R.D. and Servos, M. (1999): Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants - Investigations in Germany, Canada and Brazil, *The Science of Total Environment*, 225, 81-90.

U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service (2000). *Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls*. Atlanta, Georgia.

UMS (1997): UMS-System zur Altlastenbeurteilung. Instrumente für der pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastenverdächtigen Flächen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. F&E-Vorhaben 109 01 215. Umweltbundesamt, Berlin.

USEPA (1993). *Standards for the Use and Disposal of Sewage Sludge. 40 CFR Part 503*. Federal Register 58 (32), 9248-9415. (19 February 1993).  
<http://www.biosolids.org/docs/1index.htm>

USEPA (1995). *A Guide to the Biosolids Risk Assessments for the EPA Part 503 Rule*, Office of Wastewater Management, EPA/8332/B-93-005.

USEPA (2002a) *A Guide to the Biosolids Risk Assessments for the EPA Part 503 Rule*.  
<http://www.epa.gov/owm/mtb/biosolids/503rule/index.htm>

USEPA (2002b) *Exposure Analysis for Dioxins, Dibenzofurans, and Coplanar Polychlorinated Biphenyls in Sewage Sludge- Technical Background Document Including Appendices*. <http://www.epa.gov/ost/biosolids/support.html>

Van de Plassche, E. and Schwegler, A. (2002). *Polychlorinated Naphthalenes - Preliminary Risk Profile*, Ministry of VROM/DGM.

Vik, E.A., Breedveld, G., Farestveit m.fl. (1999): *Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn*. SFT-veiledning 99:01, Statens forurensningstilsyn, Oslo

Wang, M. J., Mcgrath, S. P. og Jones, K. C. (1995). *Chlorobenzenes in-Field Soil With a History of Multiple Sewage-Sludge Applications*. *Environmental Science & Technology*. 29(2): 356-362.

Weideborg, M. og Vik, E.A. (2005): *Bakgrunnsmateriale for revisjon av SFT-veiledning 99:1 (upubliserte data)*.

Zhang, J. Y., Zhao, W., Pan, J., Qiu, L. M. og Zhu, Y. M. (2005). *Tissue-Dependent Distribution and Accumulation of Chlorobenzenes by Vegetables in Urban Area*. *Environment International*. 31(6): 855-860.