

Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam

Resultater fra en ny undersøkelse i
2001-02

Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S

Rapport nr: 02-018
Prosjekt nr: O-01031

Prosjektleder: Siv.ing. Kjell Terje Nedland
Medarbeidere: Siv.ing. Bjarne Paulsrud

aquateam RAPPORT

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

Rapportnummer: 02-018
Tilgjengelighet: Åpen

Rapportens tittel Organiske miljøgifter i avløps slam Resultater fra en ny undersøkelse 2001-02	Dato 31.05.02
	Antall sider og bilag 36 + 3 vedlegg
Forfatter(e) sign. Kjell Terje Nedland	Ansv. sign. Bjarne Paulsrud
	Prosjektnummer O-01031
Oppdragsgiver ORIO	Oppdr.givers ref. Tormod Briseid

Det er gjort en ny undersøkelse av organiske miljøgifter i norsk avløps slam fra de samme rensesanleggene og i de samme månedene som undersøkelsen i 1996-97 (Paulsrud et al., 1997). Den nye undersøkelsen er i størst mulig grad lagt opp på samme måte som for fem år siden, men det er av økonomiske årsaker benyttet andre laboratorier denne gangen.

Innholdet av organiske miljøgifter har gått ned med 23% for diosiner, 59% for PAH, 82% for nonylfenol/-etoksilater, 91% for ftalatet DBP og 29% for ftalatet DEHP fra 1996-97 til 2001-02, basert på medianverdier i datamaterialene. For PCB ligger medianen under deteksjonsgrensen i 2001-02, og deteksjonsgrensen for det enkelte kongener er 88% lavere enn medianverdien i 1996-97. For LAS har vi ikke sammenligningsgrunnlag fordi analysemetoden som ble brukt i 1996-97 gir lavere verdier enn metoden som Miljøministeriet i Danmark foreskriver.

For de høyest prioriterte organiske miljøgiftene dioksiner/furaner, PCB og PAH ligger innholdet i norsk slam langt under foreslåtte grenseverdier i EU. Derimot er det to av de 40 slamprøvene som har høyere innhold av nonylfenol/-etoksilater, én prøve som har høyere innhold av DEHP og én prøve som har høyere innhold av LAS enn de foreslåtte grenseverdiene i EU. Norske miljømyndigheter har imidlertid satt strengere krav til bruk av slam enn man har i de fleste andre land, og dette betyr at norsk slam som overholder tungmetallkravene i slamforskriften fortsatt kan brukes trygt i jordbruket og på grøntarealer.

Stikkord - norsk

Stikkord - engelsk

Organiske miljøgifter	Toxic Organics
Avløps slam	Sewage Sludge
Analyser	Analysis
Norske rensanlegg	Norwegian Wastewater Treatment Plants

Innholdsfortegnelse

Sammendrag og konklusjoner	4
Innledning	6
1.1. Bakgrunn	6
1.2. Regelverk i andre land	6
1.3. Formål med denne undersøkelsen	8
2. Valg av parametre til undersøkelsen. Kilder til og effekter av de valgte organiske miljøgiftene	9
2.1. Valg av parametre i denne undersøkelsen	9
2.2. Risikovurderinger	9
2.3. Dioksiner/furaner	10
2.4. Polyklorerte bifenyler (PCB)	10
2.5. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	10
2.6. Nonylfenol og –etoksilater	12
2.7. Ftalater	12
2.8. Lineære alkylbensulfonater (LAS)	12
3. Opplegg for undersøkelsen i 2001-02	14
3.1. Renseanlegg som inngår i undersøkelsen	14
3.2. Prøvetakingsopplegg	14
3.2.1. Prøvetakingsprosedyrer og prøvetyper	14
3.2.2. Prøvehåndtering og analyser	16
3.2.3. Vurdering av usikkerheter	17
4. Resultater fra undersøkelsen i 2001-02 sammenlignet med den forrige undersøkelsen i 1996-97 samt andre undersøkelser	17
4.1. Dioksiner/furaner	17
4.2. PCB	22
4.3. PAH	24
4.4. Nonylfenoler/-etoksilater (NPE)	28
4.5. Ftalater	30
4.6. LAS	33
5. Referanser	35

Sammendrag og konklusjoner

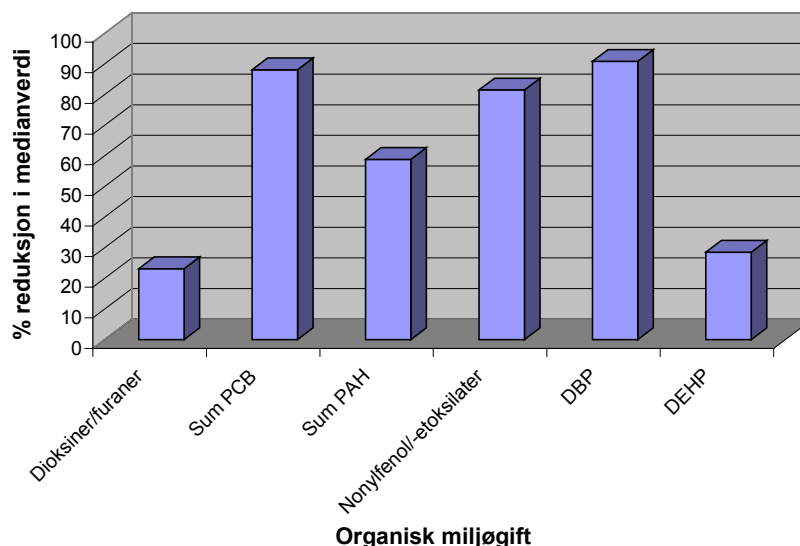
Det er gjort en ny undersøkelse av organiske miljøgifter i norsk avløps slam fra de samme rensesanleggene og i de samme månedene som undersøkelsen i 1996-97 (Paulsrud et al., 1997). Den nye undersøkelsen er i størst mulig grad lagt opp på samme måte som for fem år siden. Den eneste forandringen er at analysene er gjort ved andre laboratorier (Miljø-Kjemi og Gfa mbH, dikosiner/furaner) i 2001-02 enn i 1996-97 (KM-Lab og NILU, dioksiner/furaner). Dette ble gjort fordi Miljø-Kjemi hadde det klart laveste tilbudet samtidig som de var det eneste laboratoriet som var akkreditert for alle analysene.

Det ble samlet inn månedsblandprøver på 8 store norske rensanlegg fra oktober 2001 til februar 2002. Sju av disse anleggene var også med i undersøkelsen i 1996-97. Prøvene ble tatt ut fra hver dag med slamavvanning, og lagt i rilsanposer i fryseboks. Prøvene ble sendt i kjølebag til Miljø-Kjemi i Oslo, hvor prøvene ble satt sammen til homogeniserte blandprøver som ble analysert på følgende parametre:

- Dioksiner/furaner (oktober- og februarprøvene)
- PCB (7 kongenere)
- PAH (16 komponenter)
- Ftalatene DEHP og DBP
- Nonylfenol/-etoksilater
- LAS

I figur 1 er vist prosentvis nedgang i middelverdi for de enkelte parametre for de sju anleggene som var med i undersøkelsen både i 1996-97 og i 2001-02.

Reduksjon i medianverdi for de sju anleggene som var med i undersøkelsene i 1996-97 og 2001-02.



Figur 1. Det har vært en betydelig reduksjon i innholdet av organiske miljøgifter i norsk slam.

Innholdet av organiske miljøgifter har gått ned med 23% for diosiner, 59% for PAH, 82% for nonylfenol/-etoksilater, 91% for ftalatet DBP og 29% for ftalatet DEHP fra 1996-97 til 2001-02, basert på medianverdier i datamaterialene. For PCB ligger medianen under deteksjonsgrensen i 2001-02, og deteksjonsgrensen for det enkelte kongenere er 88% lavere enn medianverdien i 1996-97. For LAS har vi ikke sammenligningsgrunnlag fordi analysemetoden som ble brukt i 1996-97 gir lavere verdier enn metoden som Miljøministeriet i Danmark foreskriver.

For de høyest prioriterte organiske miljøgiftene dioksiner/furaner, PCB og PAH ligger innholdet i norsk slam langt under foreslåtte grenseverdier i EU. Derimot er det to av de 40 slamprøvene som har høyere innhold av nonylfenol/-etoksilater, én prøve som har høyere innhold av DEHP og én prøve som har høyere innhold av LAS enn de foreslåtte grenseverdiene i EU. Norske miljømyndigheter har imidlertid satt strengere krav til bruk av slam (mengde per arealenhet, type arealer, type vekster og lignende) enn man har i de fleste andre land. Dette betyr at norsk slam fortsatt trygt kan brukes i jordbruket og på grøntarealer.

Også i slammet fra 2001-02 varierer innholdet av organiske miljøgifter mye fra måned til måned ved samme renseanlegg, og ofte mer enn variasjonene fra anlegg til anlegg. Dette skyldes trolig en kombinasjon av naturlige variasjoner i innholdet av organiske miljøgifter i avløpslam og den store usikkerheten som fortsatt er knyttet til prøvetaking, prøvebehandling og analysering av disse stoffene. Det bør derfor tas flere prøver av organiske miljøgifter i slam fra et renseanlegg for å få en indikasjon på konsentrasjonsnivået over tid i slammet.

Innledning

1.1. Bakgrunn

Bruk av avløps slam som en ressurs på jordarealer forutsetter at man har kontroll med innholdet av uønskede stoffer i slammet, slik at bruken på kort eller lang sikt ikke vil føre til miljømessige eller helsemessige skader eller ulemper. I Norge har slambruken til nå vært regulert gjennom Miljøverndepartementets og Sosial- og helsedepartementets felles Forskrift om avløps slam (Slamforskriften) av 2. januar 1995 og med senere endringer av 27. september 1996. I denne forskriften er det lagt opp til en betryggende kontroll av tungmetaller i form av innholdsdeklarerer av alt slam som skal brukes på jordbruks- eller grøntarealer.

I Slamforskriften er det ikke angitt grenseverdier eller retningslinjer for innholdet av organiske miljøgifter i avløps slam. Dette er bl.a. basert på at man ved to tidligere undersøkelser (i 1989 (Vigerust, 1989) og 1996-97 (Paulsrud et al., 1997)) fant lave innhold av disse stoffene. I 1996 skrev SFT (Statens forurensningstilsyn, 1996): "Norske myndigheter anser avløps slam for å være en ressurs som gjødsel og jordforbedringsmiddel. Norge har et av de strengeste regelverk i verden for slam som skal til jordbruk. Sammenlignet med andre land i Europa inneholder norsk avløps slam små mengde miljøgifter, og norsk kulturjord er lite forurenset. Det er ikke noe som tyder på at bruk av avløps slam utgjør noen fare for jordas kvalitet eller menneskers og dyrs helse."

I Slamforskriften har man ikke krav til organiske miljøgifter i slam. Myndighetene har valgt å regulere bruksmåter og bruksområder for avløps slam istedenfor å fastsette maksimalgrenser for organiske miljøgifter i slammet. Det blir lagt strenge restriksjoner på bruken av arealer der slam blir spredt, bl.a. når det gjelder mengde slam tørrstoff per arealenhet, type vekster, lang karenperiode for dyrking av visse vekster, rask nedmolding av slam m.m. De fleste organiske miljøgifter brytes relativt raskt ned i jordsmonnet, og er dessuten svært lite vannløselige (dvs. lite opptak i plantene). Strategien for norske miljømyndigheter har i tillegg vært å fjerne miljøgiftene ved kilden.

For å få en informasjon om innholdet av organiske miljøgifter i norsk avløps slam er blitt redusert i løpet av de siste fem årene som følge av myndighetenes satsing på utfasing av flere av disse stoffene innenfor industri og næringsliv, bevilget ORIO midler til en ny undersøkelse av organiske miljøgifter i slam i 2001-02. Denne undersøkelsen er i så stor grad som mulig lagt opp på samme måte som undersøkelsen i 1996-97, for å få et best mulig sammenlignbart resultat.

1.2. Regelverk i andre land

I løpet av 1990-tallet har flere land innført grenseverdier for ulike typer organiske miljøgifter i avløps slam. Også i EU har man foreslått å innføre grenseverdier for noen organiske miljøgifter, i forbindelse med revisjonen av EUs slamdirektiv fra 1986. I tabell 1 og 2 er vist de grenseverdier/retningsgivende verdier som gjelder i europeiske land, og i forslaget til EUs nye slamdirektiv, som forventes å komme i 2003.

Tabell 1. Grenseverdier/retningsgivende verdier for konsentrasjoner av organiske miljøgifter i avløpsslam i EU-land.

Land	AOX mg/kg TS	DEHP mg/kg TS	LAS mg/kg TS	NP/NPE mg/kg TS	PAH mg/kg TS	PCB mg/kg TS	PCDD/F ng/kg TS
Eus forslag til slamdirektiv	500	100	2.600	50	6 ¹	0,8 ²	100
Danmark	-	50	1.300	30 ⁷	3 ¹	-	-
Sverige	-	-	-	50	3 ³	0,4 ⁴	-
Frankrike	-	-	-	-	⁵	0,8 ⁴	-
Tyskland	500	-	-	-	-	0,2 ⁶	100
Nedre Østerrike	500	-	-	-	-	0,2 ⁶	100

¹ Sum av asenaften, fenantren, fluoren, fluoranten, pyren, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(g,h,i)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren.

² Sum av 6 kongenere PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180

³ Sum av fluoranten, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(g,h,i)perylene og indeno(1,2,3-c,d)pyren

⁴ Sum av 7 kongenere PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

⁵ Se tabell 2.

⁶ Gjelder hver av de 6 kongenere PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180

⁷ Fra 1.7.2002 blir verdien redusert til 10 mg/kg TS

Tabell 2. Franske retningsgivende verdier for PAH-konsentrasjoner i avløpsslam og maksimal tillatt mengde i jord på beitemark.

Komponent	Konsentrasjon i slam (mg/kg TS) som skal brukes i jordbruket med maks 3 tonn TS/daa·10 år	Maksimalt tillatt akkumulert tilførsel på beiteland per da og 10 år (g/daa·10 år)
Fluoranten	4	6
Benzo(b)fluoranten	4	6
Benzo(k)fluoranten	4	6
Benzo(g,h,i)fluoranten	4	6
Benzo(a)pyren	1,5	2
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	4	6

I Tyskland ble det i 1992 innført grenseverdier for organiske miljøgifter (dioksiner/furaner, PCB og AOX) i slam til jordbruket i henhold til den tyske gjødselloven. Det er forbudt å bruke slam til dyrking av frukt og grønnsaker, på beitemark, i landskapsvernområder, i skog og nær vannkilder/brønner. Grenseverdiene er satt utelukkende som et føre-var-tiltak, ikke basert på vitenskapelige bevis om toksiske virkninger. Grenseverdiene var i stedet basert på foreliggende konsentrasjoner av respektive miljøgifter i tysk avløpsslam. Konsentrasjoner av AOX gir ingen informasjon om fravær eller tilstedeværelse av miljøgifter, men er ment som et mål på innholdet av menneskeskapte forbindelser, hvorav noen kan være persistente miljøgifter (Leschber, 1992).

De samme grenseverdiene som i Tyskland ble innført i nedre Østerrike i 1994 (Erhardt & Prüss, 2001)

I Sverige ble anleggseiere allerede i 1990 anbefalt å analysere på organiske miljøgifter i slam (Naturvårdsverket, 1990), og i 1994 ble det innført retningslinjer for innholdet av organiske miljøgifter i slam for jordbruksanvendelse (nonylphenol, PCB, PAH og toluen). Toluene ble siden tatt ut av retningslinjene. Dette var et resultat av en overenskomst mellom myndighetene, anleggseierne og bøndernes organisasjoner for å få i gang igjen bruken av slam i jordbruket

etter en periode med slamboikott fra landbrukets side. Grenseverdiene er mer basert på praktisk erfaring enn vitenskapelige undersøkelser.

I Danmark ble det fra 1.1.1997 innført såkalte „afskæringsverdier“ for nonylfenol, PAH, ftalater (DEHP) og anioniske tensider (LAS) i slam til jordbruket (Miljø- og energiministeriet, 1996). Avskæringsverdiene er anslåtte konsentrasjoner (PNEC) som ikke vil medføre noen miljømessige konsekvenser basert på enkle miljørisikovurderinger, i første rekke med tanke på beskyttelse av den biologiske aktiviteten i jorden samt beskyttelse av grunnvannet som en drikkevannsressurs. Det har imidlertid fremkommet en del kritiske kommentarer fra ulike fagmiljøer i Danmark og internasjonalt når det gjelder fastsettelsen av ”afskæringsverdiene” for organiske miljøgifter i slam basert på et spinkelt datamateriale, bl.a. fordi det er forutsatt at disse stoffene ikke brytes ned i jorden.

I USA ble det gjennomført miljørisikovurderinger vedrørende innholdet av både tungmetaller og organiske miljøgifter i avløpsslam før det ble innført en ny slamforskrift i 1992 (Chaney et al., 1990). Det ble utarbeidet en liste på over 200 kjemikalier som kunne tenkes å forekomme i avløpsslam. På grunnlag av faktiske analyser av slam samt ekspertvurderinger ble denne listen redusert til ca. 50 stoffer, og av disse ble det gjennomført risikoanalyser av 14 organiske stoffer og 10 tungmetaller.

I risikoanalysene ble det vurdert i alt 18 forskjellige eksponeringsveier for overføring av de kjemiske stoffene til mennesker, dyr, planter osv. Analysene omfattet bl.a. disse stoffenes innvirkning på mennesker ved bruk av slam på jordbruksarealer og i hager for matvareproduksjon, ved direkte inntak av slam hos barn og beitende dyr, påvirkning av biologisk liv i dyrkningsjord og påvirkning av grunnvann og overflatevann. Den største risikoen for negative effekter av organiske miljøgifter i slam var ved spredning av våtslam direkte på beitearealer for dyr brukt til kjøttproduksjon (for øvrig en bruksmåte for slam som ikke er tillatt i Norge). Risikoen var imidlertid svært lav, og konklusjonen på arbeidet var at man ikke fant grunnlag for å regulere innholdet av organiske miljøgifter i slam, mens det ble innført grenseverdier for 10 tungmetaller. Begrunnelsen for å utelate organiske miljøgifter fra regelverket, var enten at de var påvist i slam i vesentlig lavere konsentrasjoner enn de kritiske konsentrasjonene ifølgende risikovurderingene, eller at stoffene allerede var underlagt lovmessige bruksreguleringer eller ikke ble produsert i USA.

I Canada har man analysert på organiske miljøgifter i slam fra tidlig på 80-tallet, men man har ikke funnet noe grunnlag for å regulere innholdet i slam som blir benyttet på jordbruksarealer (Campbell and Webber, 1997, WEAO, 2001)

1.3. Formål med denne undersøkelsen

Formålet med denne nye undersøkelsen i 2001-02 var å finne ut om innholdet av organiske miljøgifter i norsk avløpsslam var blitt redusert i løpet av de fem siste årene som en følge av myndighetenes satsing på utfasing av flere av disse stoffene innen industri og næringsliv.

2. Valg av parametre til undersøkelsen. Kilder til og effekter av de valgte organiske miljøgiftene

2.1. Valg av parametre i denne undersøkelsen

Ved valg av de organiske miljøgiftene som inngikk i undersøkelsen av slam i 1996-97, ble følgende momenter lagt til grunn:

- Prioritert miljøgift fra myndighetenes side
- Sannsynlighet for å finne stoffene i kvantifiserbare mengder i norsk avløpsslam (basert på 1989-undersøkelsen)
- Gjenstand for regulering i andre land (Sverige, Danmark, Tyskland) og erfaringer med parametre derfra.
- Totale analysekostnader for prosjektet.

Basert på ovenstående grunnlag bestemte man at følgende organiske miljøgifter skulle inngå i undersøkelsen:

- Dioksiner/furaner
- PCB (polyklorerte bifenyler, 7 kongenere)
- PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner, 16 forbindelser)
- Alkylfenoler og –etoksilater (kresoler, nonylfenol og –etoksilater)
- Ftalater
- LAS (lineære alkylbensensulfonater)

I undersøkelsen i 2001-02 har vi valgt de samme parametrene, bortsett fra at kresoler er tatt ut, da disse ble funnet i svært beskjeden mengde ved undersøkelsen i 1996-97 og dessuten ikke anses å ha noen negativ miljøeffekt. Dioksiner/furaner ble i 2001-02 kun analysert i to av de fem prøverundene som ble foretatt (oktober og februar), på grunn av høye analysekostnader.

2.2. Risikovurderinger

Som nevnt i kapittel 1.2 konkluderte Chaney et al. (1990) med at i tillegg til barn som spiser slammet, så er den viktigste eksponeringsveien for persistente fettløselige organiske miljøgifter at flytende avløpslam blir spredt på beitemark slik at det fester seg på gress som blir spist av beitende dyr som senere blir brukt til menneskeføde. (Det er ikke tillatt å spre verken flytende eller avvannet avløpslam på beitemark i Norge.)

Også Smith (2000) anså at beitedyr som fikk i seg slam direkte ved beiting på eng hvor det var spredt slam, var en viktig kilde for menneskelig eksponering fra bruk av slam i jordbruket. Han konkluderte også med at det totale menneskelige inntak av identifiserte organiske miljøgifter fra bruk av slam er uvesentlig og at det ikke er sannsynlig at det kan gi skadelige helseeffekter.

Fries (1996) rapporterer at av alle organiske miljøgifter i slam vil kun fettløselige halogenerte hydrokarboner akkumulere i animalsk vev og animalske produkter. Komponenter som ftalater, PAH, fenoler, nitrosamin, flyktige aromater og aromatiske surfaktanter blir omdannet og ikke akkumulert. Blant halogenerte hydrokarboner vil stoffer med lav halogeneringsgrad bli omdannet og ikke akkumulert, mens høyere halogeneringsgrader hindrer omdanning, og konsentrasjoner i melk og fettvev kan bli mange ganger konsentrasjonen i maten dyrene spiser. Polyhalogenerte organiske stoffer, inkludert PCB, klorinerte pesticider og hydrokarboner, og dioksiner/furaner er av større betydning fordi disse stoffene er persistente og er tilbøyelige til å akkumulere i fettvev og melk.

Smith (1996) har publisert en tabell over egenskaper, forekomst og skjebne for organiske miljøgifter i slam og slambehandlet jord (se tabell 3).

2.3. Dioksiner/furaner

Polyklorerte di-benzo-p-dioksiner og –furaner dannes som et uønsket biprodukt ved forbrenningsprosesser der klor er til stede, og i visse industrielle prosesser. Blant industrielle kilder er magnesium- og nikkelverk de mest betydelige, men treforedlingsindustriens klorblekerier har også hatt utslipp. Kabelavbrenning er en mulig betydelig kilde. Avfallsforbrenning og avgasser fra biler som benytter blyholdig bensin, er andre kjente kilder.

Dioksiner er akutt og kronisk giftige for mange pattedyr, fugler og vannlevende organismer ved lave konsentrasjoner, og de er svært tungt nedbrytbare (Beck & Dons, 1993). De opphopes i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. Det finnes 75 ulike klorerte dibenzodioksiner og 135 ulike klorerte dibenzo-furaner. Toksisiteten varierer sterkt mellom de ulike forbindelsene. Dioksiner er både et økotoksikologisk og et næringsmiddelhygienisk problem.

Dioksiner/furaner er oppført på myndighetenes Obs-liste og er blant de forbindelsene hvis utslipp skal reduseres betydelig innen 2010.

2.4. Polyklorerte bifenyler (PCB)

Den kommersielle produksjonen av PCB begynte i 1929, og ble forbudt til all ny bruk i Norge i 1980. I 1995 ble det forbudt brukt i store kondensatorer og transformatorer. PCB er regulert i forskrift om polyklorerte bifenyler og i forskrift om begrensning av import, bruk med mer av enkelte skadelige stoffer og produkter.

PCB er blitt brukt i isolerglass-lim, kondensatorer, betongtilsats, fugemasse, maling/skipsmaling og strømgjennomføringer i kraftstasjoner. Det er ca. 450 tonn igjen i faste produkter i Norge (Miljøstatus, 2002).

PCB er kreftfremkallende, giftig for vannlevende organismer, lite nedbrytbart, bioakkumulerer og oppkonsentreres i næringskjedene. PCB er blant de kjemikaliene som er høyest prioritert hos norske myndigheter når det gjelder å redusere utslipp til miljøet fra eksisterende produkter, og de er oppført på myndighetenes Obs-liste.

2.5. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH dannes ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale. PAH er også et uønsket biprodukt fra visse industrielle prosesser og dannes dessuten ved veislitasje. PAH finnes også i bindemidler og i produsert vann (offshore). Betydelige bidrag til totalutslippet kommer også fra bileksos, vedfyring, oljefyring, skogbrann, bråtebrann og halmbrenning. Det dannes ca. 10 – 50 tonn PAH per år i Norge (Miljøstatus, 2002)

PAH er kreftfremkallende, kan skade arvestoffet, kan redusere fruktbarhet, kan gi fosterskader, er giftig for vannlevende organismer og bioakkumulerer. PAH i sedimenter og trolig også i industrifyllinger brytes vanskelig ned, men for øvrig er stoffene nedbrytbare både bakterielt og i organismer. Enkelte bløtdyrgrupper (muslinger, snegl og lignende) og fet fisk har lav

Tabell 3.

omsetningshastighet. I slike organismer akkumuleres PAH, men det er ikke fare for oppkonsentrering i næringskjeden. Enkeltforbindelser av PAH har gitt effekter på diverse organismer ved meget lave konsentrasjoner. Reaktive nedbrytningsprodukter av PAH er mutogene og kreftfremkallende og påvirker immunforsvaret negativt.

PAH er oppført på myndighetenes Obs-liste og er blant de forbindelsene hvis utslipp skal reduseres betydelig innen 2010.

2.6. Nonylfenol og –etoksilater

Nonylfenoletoksilater brukes i rengjøringsmidler, maling og lakk, lim, lakkpleiemidler (bilvoks), myknere, bindemidler, plast og plantevernmidler. I Norge brukes 100 – 500 tonn per år (Miljøstatus, 2002).

Nonylfenoletoksilater brytes forholdsvis langsomt ned til 4-nonylfenol. 4-nonylfenol er tungt nedbrytbart, bioakkumulerende og giftig overfor vannlevende organismer. Nonylfenol er mistenkt for å ha østrogenlignende effekter (hormonhermere) ved de samme konsentrasjonene som gir toksiske effekter på vannorganismer (Kristensen et al., 1996).

Stoffet er til vurdering i EUs program for risikovurdering av eksisterende kjemikalier. I Norge er det i henhold til forskrift fastsatt av Miljøverndepartementet 8.10.2001 forbudt å produsere, importere, eksportere, omsette og bruke nonylfenol og oktylfenol og deres etoksilater, og stoffblandinger med innhold av disse stoffene fra 1. januar 2002. Forbudet omfatter ikke stoffene til bruk i maling- og lakkprodukter og smøreolje. Nonylfenol og –etoksilater står også på myndighetenes Obs-liste, og bruken av stoffene skal forsøkes stanses innen 2005.

2.7. Ftalater

Ftalater brukes i plastleddere, bindemidler til maling, lim etc, begroingshindrende maling, lim, myknere (plast-, gummi-, maling-, lim-), løsemidler, tekstilimpregneringsmidler, trykkfarge og fugemidler (fugemasse). Myk PVC-plast inneholder ca. 30% mykner, som ikke er kjemisk bundet i polymeren og derfor er tilbøyelig til å lekke til både luft og vann. I Norge brukes 1.000 – 5.000 tonn per år (Miljøstatus, 2002).

Ftalater er giftige for vannlevende organismer og bioakkumulerende. De er også mistenkte for å være hormonhermere.

Ftalater er til vurdering i EUs program for risikovurdering av eksisterende kjemikalier. I Norge er ftalater regulert i forskrift om forbud mot ftalater i leketøy. Ftalater er lett nedbrytbare i aerobt miljø, men langsomt nedbrytbare under anaerobe forhold.

Ftalater står på myndighetenes Obs-liste, men er ikke blant stoffene som skal reduseres betydelig innen 2010.

2.8. Lineære alkylbensulfonater (LAS)

LAS er et anionisk overflateaktivt stoff (tensid) som forekommer i vaske- og rengjøringsmidler. LAS ble introdusert i 1965 som et bionedbrytbart alternativ for de mer tungt nedbrytbare grenede ABS-forbindelsene (ABS = Alkydbensulfonater). (Amundsen et al., 2002). LAS finnes foruten i vaskemidler også i bipleieprodukter, gulvbonemidler, håndsåpe, vaskemidler til vaskemaskiner og andre såpeprodukter.

Stoffet har lav akutt toksisitet overfor pattedyr, og det er ikke funnet andre humantoksikologiske effekter av det. LAS har imidlertid akutt toksisitet overfor en del vannorganismer, mens det virker vekstfremmende på andre typer organismer (Miljø-Kjemi, 1996).

LAS har et potensiale for å kunne bli tatt opp i planter, og for nedsiving til grunnvannet ved bruk av LAS-holdig slam i jordbruket (Kristensen et al., 1996). Dette stemmer ikke overens med opplysningene i tabell 3, så her er forskerne uenige. Stoffet kan forventes å bli nedbrutt under aerobe betingelser i jordmiljøet, hvilket reduserer risikoen for eksponering av konsumenter via vekster og drikkevann.

LAS finnes ikke på myndighetenes Obs-liste.

3. Opplegg for undersøkelsen i 2001-02

3.1. Renseanlegg som inngår i undersøkelsen

Tabell 4 gir en oversikt over renseanleggene som er med i undersøkelsen. Renseanleggene er de samme som var med i undersøkelsen i 1996-97, bortsett fra Fuglevik (MOVAR) som er erstattet av Sandefjord renseanlegg. De åtte renseanleggene er blant de største i Norge, og utgjør et representativt utvalg av renseanlegg for byer.

Til sammen er det tilknyttet ca. 1,32 mill. PE til de 8 renseanleggene, hvilket tilsvarer ca. ¼ av Norges befolkning. Samtlige anlegg har kjemisk felling. Fem av anleggene bruker jernklorid som fellingskjemikalie, to PAX-21, ett jernsulfat i tillegg til jernklorid, ett aluminiumsulfat og ett PAX-XL61 i tillegg til jernklorid. Fem av anleggene er rene kjemiske anlegg, mens tre også har biologisk rensetrinn. De to største anleggene har forfelling og nitrogenrensing. Det har også RA-2, men nitrogenrensingen var ikke satt i drift på dette anlegget ved prøvetakingen.

Fire av de åtte anleggene bruker polymer i avløpsbehandlingen for å bedre partikkelseparasjonen, mens alle anlegg bruker polymer i slamavvanningen. To av anleggene har Orsa-metoden (kalktilsetning til avvannet slam) som slambehandlingsmetode, tre har pasteurisering og anaerob stabilisering, ett har termisk hydrolyse og anaerob stabilisering, ett har anaerob stabilisering og termisk tørking, og det siste har biologisk hydrolyse og anaerob stabilisering med vakuumbørking i kammerfilterpresser.

Det er stort sett mye industri tilknyttet renseanleggene. Fire anlegg har mye næringsmiddelindustri tilknyttet, tre anlegg variert industri, og ett anlegg lite industri tilknyttet.

3.2. Prøvetakingsopplegg

I undersøkelsen i 1996-97 ble det i samarbeid med renseanleggene utarbeidet en prøvetakingsprosedyre for hvert renseanlegg. Den samme prosedyren ble brukt ved denne undersøkelsen, bortsett fra det som måtte endres på anlegg som var forandret siden 1997. I tillegg ble det denne gangen brukt en annen rutine for oppbevaring av prøvene ettersom prøvene ble analysert på et annet laboratorium. Slam ble tatt ut så tidlig som mulig etter avvanningsprosessen, og før eventuell tilsetning av kalk for stabilisering av slammet. På VEAS måtte imidlertid også denne gangen prøvene tas ut etter kalktilsetningen, ettersom kalk her brukes som slamkondisjonering før kammerfilterpressene. Her ble prøvene også denne gang tatt fra billassene før utkjøring.

Det ble brukt samme type utstyr for uttak av prøver ved alle anleggene. Rutinene for prøvetaking, konservering og forsendelse av prøvene til laboratoriet var utarbeidet i nært samarbeid med laboratoriet, og var de samme for alle anleggene. Som et eksempel er prøvetakingsopplegget for Bekkelaget renseanlegg gjengitt i vedlegg 1.

3.2.1. Prøvetakingsprosedyrer og prøvetyper

Det ble analysert på 5 månedsblandprøver fra anleggene. Prøvetakingen ble foretatt i de samme månedene som i 1996-97: oktober, november, desember, januar og februar.

Prøvetakingen fulgte i størst mulig grad de samme rutinene som for uttak av månedsblandprøver til analyser av tungmetaller på hvert av renseanleggene. På sju av anleggene gikk prøvetakingen fra den første til den siste dagen i måneden. Ladehammeren renseanlegg hadde en egen rutine som baserte seg på fulle slamsiloer. Dette medførte at start og stopp

Tabell 4.

av prøvetakingen kunne variere med noen dager inn i hver måned eller før utløp av hver måned.

I 1996-97 ble prøvene oppbevart i beger av en plasttype som ikke påvirker prøvene. I denne undersøkelsen ble det utlevert spesielle rilsanposer som heller ikke påvirker prøvene. Det ble lagt en prøve fra hver slamavvanning i en rilsanpose, og på laboratoriet ble det tatt ut like store delprøver (vekt) fra hver pose, og disse ble blandet og homogenisert for å representere en måneds produksjon.

3.2.2. Prøvehåndtering og analyser

Alle anleggene fikk utlevert en prøvetakingsprosedyre som beskrev faren for kontaminering og hvordan dette skulle forhindres (vedlegg 1). Fra analyselaboratoriet fikk de også tilsendt likt prøvetakingsutstyr som skulle benyttes til uttak av prøvene. Dette besto av kjølebag med fryseelementer, prøvetakingskopp av metall og poser til å fryse slamprøvene i.

Utstyret som ble brukt til uttak av slam, ble rengjort med varmt vann og tørkepapir før det ble tatt ut ny slamprøve. Dette for å unngå kontaminering fra én dag til en annen. Det ble ikke brukt såpe ved rengjøringen.

Prøvene ble konserverte ved nedfrysing. Ved månedens slutt ble alle plastposene med prøver sendt i frossen tilstand i kjølebag som Bedriftspakke med posten.

Etter en tilbudskonkurranse mellom Alcontrol (tidligere KM-Lab), AnalyCen og Miljø-Kjemi, ble Miljø-Kjemi valgt til analyselaboratorium. Kriterier for utvelgelse var pris, kvalitetssikring og kompetanse. Miljø-Kjemi var klart billigst og fullt på høyde kvalitetsmessig.

Prøvene ble mottatt på Miljø-Kjemis laboratorium i Oslo, hvor prøvene ble blandet og homogenisert til månedsblandprøver fra hvert renseanlegg. Prøvene ble oppbevart ved 4°C frem til analyse, som foregikk på Miljø-Kemis laboratorier i Danmark, og et tysk laboratorium (GfA Gesellschaft für Arbeitsplatz- und Umweltanalytik var underleverandør for analyser av dioksiner/furaner).

Tabell 5 angir parametrene det er analysert på, samt hvilken metode laboratoriene har benyttet ved denne undersøkelsen og den forrige (i 1996-97).

Tabell 5. Parametre som er analysert på slammet fra renseanleggene, samt metoder laboratoriene har benyttet i denne undersøkelsen og i den forrige (1996-97).

Parameter	Undersøkelsen i 1996-97		Undersøkelsen i 2001-02	
	Laboratorium	Metode	Laboratorium	Metode
Dioksiner/furaner	NILU	NILU 01/GC-MS	GfA	GfA_PA 157/97 1997-07, DIN EN ISO/IEC 17025:2000
PCB (7 stk)	KM-Lab, Skara	SNV 3829 (mod)	Miljø-Kemi	GC/MS-SIM
PAH (16 stk)	KM-Lab, Skara	SNV 3829 (mod)/GC-FID/MS	Miljø-Kemi	Danske Miljøministeriets metode, GC/MS-SIM
Nonylfenoler/-etoksilater	KM-Lab, Skara	SNV R 3829 (mod)/GC-ECD/MS	Miljø-Kemi	Danske Miljøministeriets metode, GC/MS-SIM
Ftalater	KM-Lab, Skara	SNV 3829 (mod)/GC/MS	Miljø-Kemi	Danske Miljøministeriets metode, GC/MS-SIM
LAS	KM-Lab, Skara	Stand. Methods 555 C (mod)	Miljø-Kemi	Danske Miljøministeriets metode, GC/MS-SIM

Nærmere beskrivelse av Miljø-Kjemis og GfAs analysemetoder for de ulike parametrene er gjengitt i vedlegg 2. Analysemetodene i 2001-02 skulle være helt sammenlignbare med metodene i 1996-97, bortsett fra LAS-analysene. Her ble det brukt en metode i 1996-97 som gir mye lavere innhold av LAS enn metoden som er angitt av Miljøministeriet i Danmark.

For flere av parametrene ble det analysert på flere undergrupper. Disse er gjengitt i vedlegg 3.

3.2.3. Vurdering av usikkerheter

Det er store usikkerheter forbundet med undersøkelser av organiske miljøgifter. Selv om selve prøvetakingen skjer omhyggelig er en del forbindelser flyktige og kan lett forsvinne fra prøvene. Prøvene gjennomgår på laboratoriet en omfattende forbehandling som også kan medføre endringer i prøvenes innhold av organiske forbindelser. Ettersom det er så små mengder av disse stoffene i prøvene, skal det lite til for å få store utslag i analyseresultatene. På laboratoriene som er brukt i denne undersøkelsen (Miljø-Kemi og GfA), har man oppgitt usikkerheter i analyseresultatene. Disse er vist i tabell 6. Usikkerhetene fra undersøkelsen i 1996-97 er også vist i tabellen.

Tabell 6. Usikkerheter i analyseresultatene og deteksjonsgrenser er oppgitt av laboratoriene i forrige og denne undersøkelsen.

Analyse	1996-97		2001-02	
	Usikkerhet	Deteksjonsgrense	Usikkerhet	Deteksjonsgrense
Dioksiner/furaner	25%	0,1 ng/kg TS	20%	0,3 – 4,9 ng/kg TS
PCB	20%	0,001 mg/kg TS	15%	0,005 – 0,4 mg/kg TS
PAH	13-69%	0,1 mg/kg TS	12%	0,01 – 0,4 mg/kg TS
Nonylfenoler/-etoksilater	34%	1 mg/kg TS	15%	0,1 – 10 mg/kg TS
Ftalater	ca. 30%	1 mg/kg TS	12%	0,1 mg/kg TS
LAS	ca. 30%	1 mg/kg TS	10%	50 mg/kg TS

KM-Lab var i 1996-97 ikke akkreditert for analyser av ftalater og LAS, og derfor hadde man ikke eksakte tall for usikkerheten i analysene for disse parametrene i denne undersøkelsen. Usikkerheten i analyseresultatene i 2001-02 ligger på et mye lavere nivå enn i 1996-97, men deteksjonsgrensen er høyere for en del parametre. Dette har sammenheng med akkreditering og at det er interferens i resultatene i noen prøver.

4. Resultater fra undersøkelsen i 2001-02 sammenlignet med den forrige undersøkelsen i 1996-97 samt andre undersøkelser

I tabell 7 er resultatene fra hovedgruppen av parametre sammenstilt sammen med parametrene fra de samme månedene og samme renseanleggene fra 1996-97. I vedlegg 3 er resultatene fra undersøkelsen vist for samtlige forbindelser for alle renseanleggene for denne undersøkelsen (2001-02).

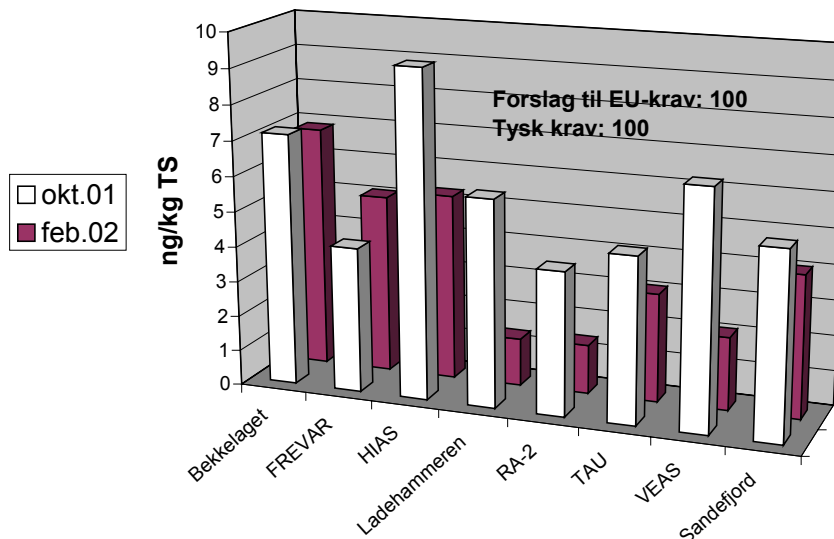
4.1. Dioksiner/furaner

Det er gjennomsnittlig 4,79 ng i-TE/kg TS i de 16 slamprøvene som er analysert på disse parametrene, mot 10,7 ng i-TE/kg TS i de 36 prøvene som ble analysert i 1996-97. Nedgangen i middelværdi for alle prøvene på de 8 renseanleggene som var med i begge undersøkelsene, er på 55%, mens nedgangen i medianverdien er på 23%. Variasjonsområdet i 2001-02 ligger mellom 1,35 og 9,28 ng TE/kg TS, mens det i 1996-97 var to høye verdier på VEAS som trakk middelværdien opp. Høyeste middelværdi for ett renseanlegg var 7,29 ng TS

Tabell 7.

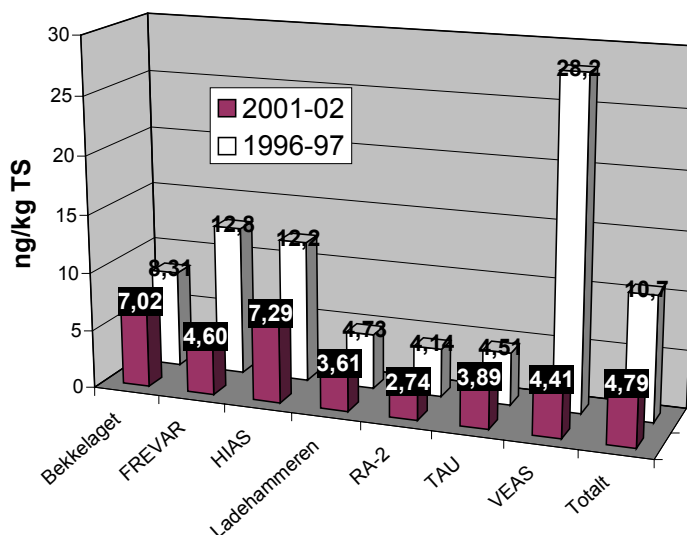
i-TE/kg TS i 2001-02. Dette er svært lave verdier. Forslaget til nytt EU-direktiv foreslår en grenseverdi på 100 ng/kg TS (det samme som Tyskland og nedre del av Østerrike har), mens USA vurderer å innføre en grenseverdi på 300 ng/kg TS. Se figur 2 og 3.

Dioksiner/furaner i norsk slam i 2001-02 (i-TE)



Figur 2. Månedsverdier for innhold av dioksiner/furaner i norsk slam fra 2001-02.

Dioksiner/furaner i norsk slam 1996-97 og 2001-02 (i-TE)



Figur 3. Midlere innhold av dioksiner/furaner i norsk avløpslam i 2001-02 sammenlignet med 1996-97.

Det er gjort lite undersøkelser av dioksiner/furaner i avløpslam i andre land de siste årene, bortsett fra en omfattende undersøkelse i USA i 2000 og 2001 (Alvarado et al., 2001). Denne undersøkelsen viser også at innholdet av dioksiner i amerikansk slam er på vei nedover fra midt på nittitallet. Undersøkelser som er gjort av dioksiner/furaner i slam de siste årene er vist i tabell 8. Verdiene i norsk slam fra 2001-02 er lavere enn i alle andre undersøkelser.

Tabell 8. Dioksiner/furaner i avløpslam i undersøkelser fra de siste årene (ng TE/kg TS) (verdier under deteksjonsgrensen er satt til 0 ved beregning av middelverdier).

Land	År	Antall prøver	Variasjon	Median	Middel	90% per-sentil	Referanse
Sverige	89/91	14	5,7 – 115	20,5	-	-	Naturvårdsverket, 1992
Canada	93	11	2,6 – 36	6,7	10,6	25	Webber et al., 1993
Danmark	93-94	9	10,3 – 34,2	-	-	-	Törslöv et al., 1997
Tyskland	94	-	-	-	22	46	UMK-AG 2000
Tyskland	95	-	-	-	19	51	
Tyskland	96	-	-	-	17	56	
USA	94-95	74		25,5	36,3	-	Alvarado et al., 2001
USA	00-01	182	0,08 – 3579	11,8	34,5	36,6	
Østerrike	-	-	8 – 38	-	14,5	-	AEA Technology, 1999
Danmark	-	-	0,7 – 55	-	21	-	
Sverige	-	-	0,02 – 115	-	20	-	
Storbrit.	-	-	9 – 192	-	-	-	
Norge	96-97	36	3,0 – 68,8	6,3	10,6	13,9	Paulsrud et al., 1997
Norge	01-02	16	1,35 – 9,28	4,81	4,72	6,77	Denne undersøkelsen

Rogers (1996) har laget en sammenstilling av grupper av dioksiner og furaner i avløpslam fra Sverige, Tyskland og Storbritannia. I tabell 9 er disse sammenlignet med tilsvarende verdier fra Canada (WEAO, 2001) og resultatene fra denne undersøkelsen.

Tabell 9. Konsentrasjoner av dioksiner og furaner i avløpslam fra forskjellige land (ng/kg TS).

Gruppe	Sverige 1990	Tyskland 1986	Storbritannia 1989	Canada 1987	Canada 1993-94	Norge (denne undersøkelsen)
TeCDD	42-88	130	<80-240	-	-	<0,3-<3,3
PeCDD	220-580	1080	110-430	1300	i.d.-10	<0,5-<4,9
HxCDD	270-1900	1210	150-620	1100-3800	20-500	<1,8-19,5
HpCDD	2760-9000	3760	1180-7700	1400-73000	200-7100	44,9-189
OCDD	12800-32900	13580	5400-30300	600-304000	1600-40000	362-1450
TeCDF	52-93	380	240-2200	-	-	0,8-3,5
PeCDF	71-127	470	100-360	1600	i.p.-50	<0,8-7,3
HxCDF	200-352	520	220-640	-	-	2,3-15,7
HeCDF	23-110	750	200-1000	-	-	17,2-61,2
OCDF	<2,4-9	780	430-5100	-	-	110-503

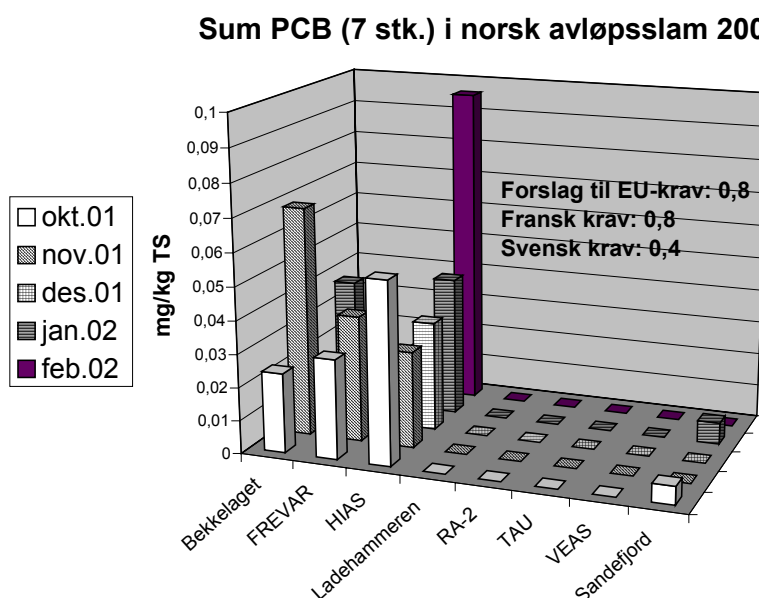
i.p. = ikke påvist

Verdiene fra denne undersøkelsen ligger mye lavere enn tallene fra Rogers (1996) og WEAO (2001).

4.2. PCB

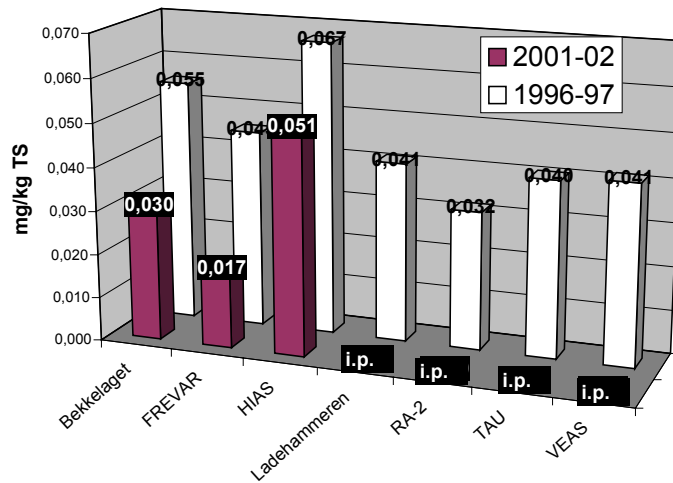
Sum PCB er gjennomsnittlig 0,014 mg/kg TS i de 40 slamprøvene, mot 0,046 mg/kg TS i 1996-97. Verdier under deteksjonsgrensene er da satt til 0 i begge undersøkelsene. På grunn av interferens i noen prøver er deteksjonsgrensen hevet til opptil 0,4 mg/kg TS, og i januarprøven fra RA-2 kunne ikke verdien for PCB-101 angis på grunn av interferens. Nedgangen i middelværdi for alle prøvene på de 8 renseanleggene som var med i begge undersøkelsene, er på 70%, mens medianverdien i 2001-02 ligger på deteksjonsgrensen.

Det er bare detektert PCB i slam fra 4 av de 8 renseanleggene (Bekkelaget, HIAS, FREVAR og Sandefjord), eller i 16 av 40 slamprøver som er analysert. Verdiene fra Sandefjord renseanlegg er så vidt over deteksjonsgrensen. Variasjonsområdet i 2001-02 ligger mellom deteksjonsgrensen og 0,096 mg/kg TS. Høyeste middelværdi for ett renseanlegg var 0,051 mg/kg TS i 2001-02. Dette er svært lave verdier. Forslaget til nytt EU-direktiv angir en grenseverdi på 0,8 mg/kg TS (det samme som Frankrike har), mens Sverige har en grenseverdi på 0,4 mg/kg TS, og Tyskland og nedre del av Østerrike har et krav på 0,2 mg/kg TS for hver enkelt av 6 kongenere. Se figur 4 og 5.



Figur 4. Sum PCB (7 stk.) i slam fra de 8 renseanleggene som er med i undersøkelsen i 2001-02.

Sum PCB (7 stk.) i norsk avløpsslam i 1996-97 og i 2001-02



Figur 5. Middelerverdier for sum PCB (7 stk.) for rensesanleggene i undersøkelsen 1996-97 sammenlignet med 2001-02

Det er mest PCB av kongenertype 101, 138, 153, 52 og 118, mens det nesten ikke er målt noe av type 28 og 180.

Shaaf (1992) fant PCB i nesten alle prøver i et utvalg av avløpsslam fra forskjellige deler av Tyskland. Det var mest PCB 138 og 153 i slammet av 6 analyserte kongenere (PCB-118 ble ikke analysert). Rogers (1996) fant de største konsentrasjonene av PCB-kongenere i denne rekkefølgen: 101 > 180 > 153 > 138 > 52 > 28 (118 var ikke med) i britisk slam. Resultater fra den første nasjonale avløpsslamundersøkelse i USA (Chaney et al., 1990) viste at PCB-konsentrasjoner i de fleste slamprøvene var mye lavere enn det som var funnet tidligere. 98-persentilen i datamaterialet var 0,21 mg/kg TS i henhold til sammenstillingen fra US-EPA. McGrath et al. (2000) fant PCB i nesten alle prøvene som ble undersøkt, med en maksimal konsentrasjon på 0,105 mg/kg TS i irsk slam. Tabell 10 viser konsentrasjoner av PCB i avløpsslam i ulike undersøkelser de siste årene.

Tabell 10. Konsentrasjoner av sum PCB i slam fra undersøkelser de siste årene (mg/kg TS). (Verdier under deteksjonsgrensen er satt til 0).

Land	År	Antall prøver	Variasjon	Median	Middel	Referanse
Sverige	89-91	27	0,080 – 7	-	-	Naturvårdsverket, 1992
Sverige	93	23	0,0006 – 0,232	0,113		Naturvårdsverket, 1995
Canada	93-94	11	i.p. – 0,3	-	-	Campbell & Webber., 1994
Danmark	93-94	9	<0,030 – 0,140	-	-	Kristensen et al., 1996
Danmark	95	20	<0,027 – 0,186	-	-	
Tyskland	89	-	-	-	0,340	UMK-AG 2000
Tyskland	94	-	-	-	0,158	
Tyskland	96	-	-	-	0,154	
Norge	96-97	36	0,017 – 0,10	0,042	0,046	Paulsrud et al., 1997
Norge	01-02	40	i.p. – 0,096	i.p.	0,013	Denne undersøkelsen

i.p. = ikke påvist

Som tabellen viser ligger de norske resultatene fra 2001-02 over en tierpotens lavere enn resultatene fra tidligere undersøkelser i andre land. Dette viser at det er lite PCB i norsk slam.

4.3. PAH

Sum PAH (16 stk.) er gjennomsnittlig 2,1 mg/kg TS i de 40 slamprøvene, mot 6,1 mg/kg TS i 1996-97. Verdier under deteksjonsgrensene er da satt til 0 i begge undersøkelsene. På grunn av interferens i noen prøver er deteksjonsgrensen for disse hevet til opptil 0,4 mg/kg TS, og i oktoberprøvene fra RA-2 og TAU kunne ikke verdiene for benzo(a)pyren angis på grunn av interferens.

Nedgangen i middelerdi for alle prøvene på de 8 renseanleggene som var med i begge undersøkelsene, er på 68%, mens medianverdien i 2001-02 er 59% lavere enn i 1996-97. Variasjonsområdet i 2001-02 ligger mellom 0,86 mg/kg TS og 4,3 mg/kg TS. Høyeste middelerdi for ett renseanlegg var 3,1 mg/kg TS i 2001-02.

Forslaget til nytt EU-direktiv angir en grenseverdi på 6 mg/kg TS for 10 av de 16 PAH-forbindelsene som er målt her (Carinthia-provinsen i Østerrike har også en grenseverdi på 6 mg/kg TS), mens Sverige og Danmark har en grenseverdi på 3 mg/kg TS (for henholdsvis 6 og 10 komponenter). Frankrike har grenser mellom 2 og 5 mg/kg TS for forbindelsene fluoranten, benzo(b)fluoranten og benzo(a)pyrene, og mellom 1,5 og 4 mg/kg TS for de samme forbindelsene når slam skal spres på beiteland. Se figur 6 og 7.

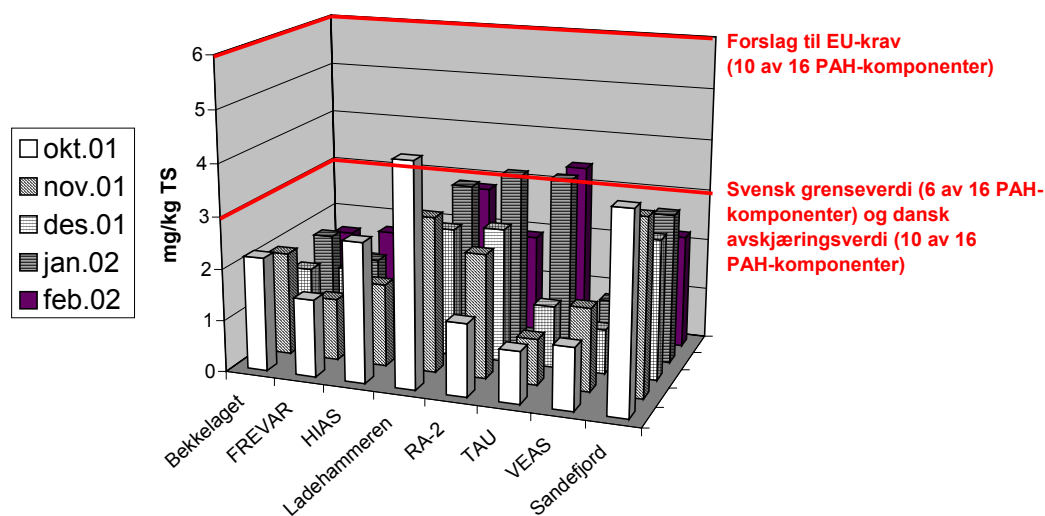
Ingen av prøvene hadde høyere verdi enn forslaget til grenseverdi i utkastet til nytt EU-direktiv. En av de 40 prøvene hadde imidlertid høyere innhold enn den danske grenseverdien på 3 mg/kg TS for 10 av PAH-forbindelsene. Dette gjelder oktoberprøven på Ladehameren, som var på 3,3 mg/kg TS. Ingen av prøvene hadde høyere innhold enn den svenske grenseverdien på 3 mg/kg TS for 6 av PAH-forbindelsene.

På HIAS har det vært en markert nedgang i PAH i slammet fra 1996-97 (5,4 til 30,3 mg/kg TS) til 2001-02 (1,2 til 2,7 mg/kg TS). Dette skyldes at man har funnet og utbedret lekkasjer til kommunalt ledningsnett fra et område hvor det tidligere ble drevet med kreosot-impregnering av trevirke.

De mest forekommende PAH-forbindelsene i de 40 slamprøvene fra 2001-02 er: fenantren > naftalen > pyren > fluoranten > fluoren > krysen/trifenylen > benzo(b+j+k)fluoranten > ben

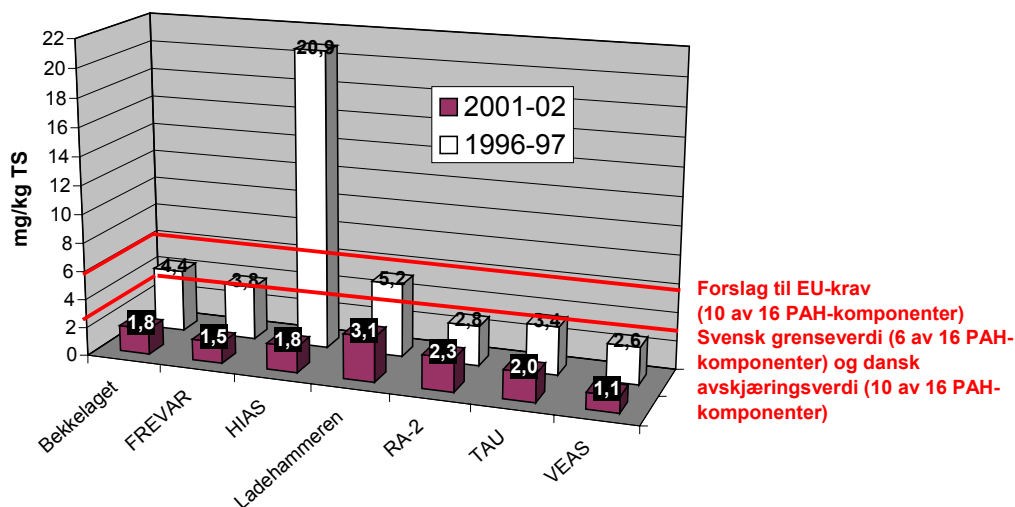
zo(g,h,i)perylene > asenaften > benzo(a)antrasen > indeno(1,2,3-cd)pyren > antrasen > benzo(a)pyren > asenaftalen > dibenzo(a,h)antrasen. De sju første forbindelsene har høyere middelværdi enn 0,1 mg/kg TS i de 40 prøvene, de sju neste middelværdier mellom 0,01 og 0,1 mg/kg TS mens de to siste har lavere enn 0,01 mg/kg TS. I kanadisk slam fra 1993-94 (WEAO, 2001) er de mest forekommende forbindelsene: fenantren > naftalen > benzo(a)antrasen > pyren > fluoranten > benzo(b)fluoranten > fluoren > asenaftalen > benzo(a)pyren > benzo(g,h,i)perylene > indeno(1,2,3-cd)pyren > antrasen > asenaften > dibenzo(a,h)antrasen. Krysen og benzo(j+k)fluoranten ble ikke analysert i denne undersøkelsen. Rekkefølgen er nokså lik, bortsett fra at det synes å være mer benzo(a)antrasen i kanadisk enn i norsk slam.

Sum PAH (16 stk.) i norsk slam i 2001-02



Figur 6. Sum av 16 PAH-forbindelser i slam fra de 8 renseanleggene som er med i undersøkelsen i 2001-02.

Sum PAH (16 stk.) i norsk slam i 1996-97 og i 2001-02



Figur 7. Middelerverdi for sum av 16 PAH-forbindelser for renseanleggene i undersøkelsen 1996-97 sammenlignet med 2001-02

I dansk slam var konsentrasjonene stort sett under 3 mg/kg TS for sum av 9 PAH-forbindelser (Madsen et al., 1997). I tabell 11 er vist verdier av PAH i slam fra ulike undersøkelser.

Tabell 11. Konsentrasjoner av sum PAH i slam fra undersøkelser de siste 20 årene (mg/kg TS). (Verdier under deteksjonsgrensen er satt til 0 ved beregning av middelerverdi).

Land	År	Antall prøver	Variasjon	Median	Middel	Referanse
Canada	80-85	15	-	24	-	WEAO, 2001
Canada	87	34	-	17	-	
Norge	89	19	<1,0 - 24 ¹	<1,0	-	Vigerust, 1989
Sverige	89-91	27	24 – 199 ²	-	-	Naturvårdsverket, 1992
Sverige	93	23	<0,3 – 4,9 ²	-	-	Naturvårdsverket, 1995
Canada	93-94	11	-	11	-	WEAO, 2001
Danmark	93-94	9	0,42 – 2,4 ³	-	-	Kristensen et al., 1996
Danmark	95	20	<0,01 – 8,5 ³	-	-	
Tyskland	94	124	0,4 -12,8 ²	-	-	UMK-AG 2000
Tyskland	96	88	0,25 – 16,3 ³	-	-	
Norge	96-97	36	0,7 - 30 ³	3,9	6,1	Paulsrud et al., 1997
Norge	00-01	9	0,41 – 1,5 ³	1,3	1,1	Breivik, 2001
Norge	01-02	40	0,59 – 3,3 ¹ 0,17 – 1,4 ² 0,86 - 4,3 ³	1,4 0,44 1,8	1,5 0,51 2,1	Denne undersøkelsen

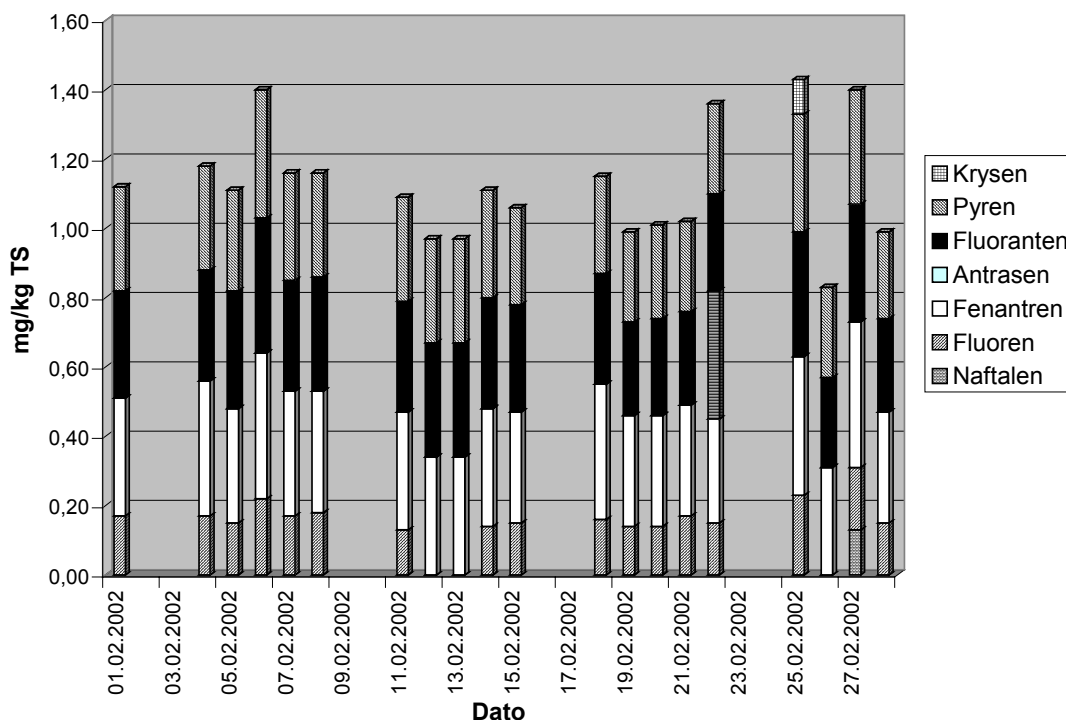
¹ 10 PAH-forbindelser

² 6 PAH-forbindelser

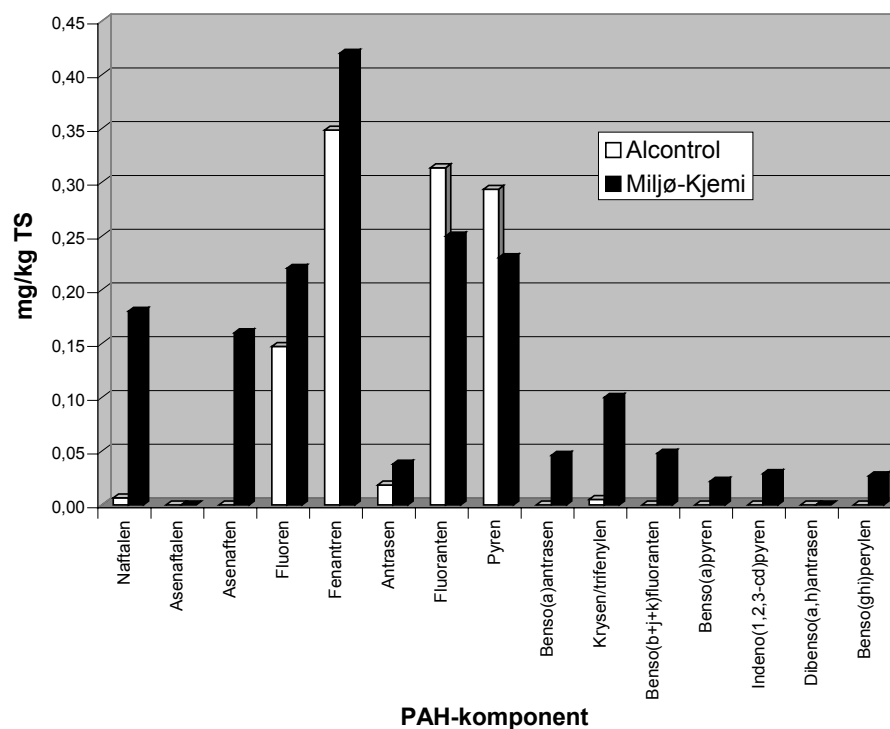
³ 16 PAH-forbindelser

Tabell 11 viser at norsk slam i dag ligger i det nedre området når vi sammenligner PAH-innhold i slam med undersøkelser fra andre land.

HIAS har på eget initiativ sendt prøver fra februar 2002 til Alcontrol for å få en sammenligning med resultatene fra Miljø-Kjemi. ALcontrol analyserte hver enkeltprøve fra 20 døgn med slamavvanning, istedenfor å slå dem sammen til en blandprøve for februar. Deteksjonsgrensen var såpass høy som 0,1 mg/kg TS (10 ganger så høy som hos Miljø-Kjemi). I figur 8 er vist hvordan PAH-komponenter over deteksjonsgrensen varierte fra døgn til døgn. I figur 9 er vist hvordan middelverdien av de 20 prøvene som ble analysert hos ALcontrol stemmer overens med februarprøven fra HIAS analysert hos Miljø-Kjemi. Miljø-Kjemi har funnet flere PAH-komponenter som følge av lavere deteksjonsgrense. Av denne grunn er sum PAH hos Miljø-Kjemi (1,8 mg/kg TS) høyere enn hos ALcontrol (1,1 mg/kg TS).



Figur 8. Daglige variasjoner av PAH-komponenter i avvannet slam fra HIAS i februar 2002 (analysert hos Alcontrol).



Figur 9. Sammenligning av PAH-analyser hos ALcontrol og Miljø-Kjemi for februarprøven fra HIAS).

4.4. Nonylfenoler/-etoksilater (NPE)

Nonylfenol er funnet i samtlige slamprøver. Innholdet i enkeltprøvene varierer fra 3,5 til 56 mg/kg TS, med median 14,5 mg/kg TS, og middelværdi 17,9 mg/kg TS. Nonylfenolmonoetoksilater er også funnet i samtlige prøver, fra 1,0 til 29 mg/kg TS, med medianverdi på 7,4 mg/kg TS og middelværdi på 8,4 mg/kg TS. Nonylfenoldietoksilater er derimot bare påvist sikkert i 19 av de 40 slamprøvene. Innholdet i enkeltprøvene varierer fra 0,24 til 11 mg/kg TS i disse 19 prøvene. Medianverdien for alle prøvene er <0,2 mg/kg TS, og middelværdien 0,87 mg/kg TS. Verdier under deteksjonsgrensene er da satt til 0. På grunn av interferens i noen prøver er deteksjonsgrensen hevet til opptil 10 mg/kg TS for nonylfenolmonoetoksilat og 3,0 mg/kg TS for nonylfenoldietoksilat.

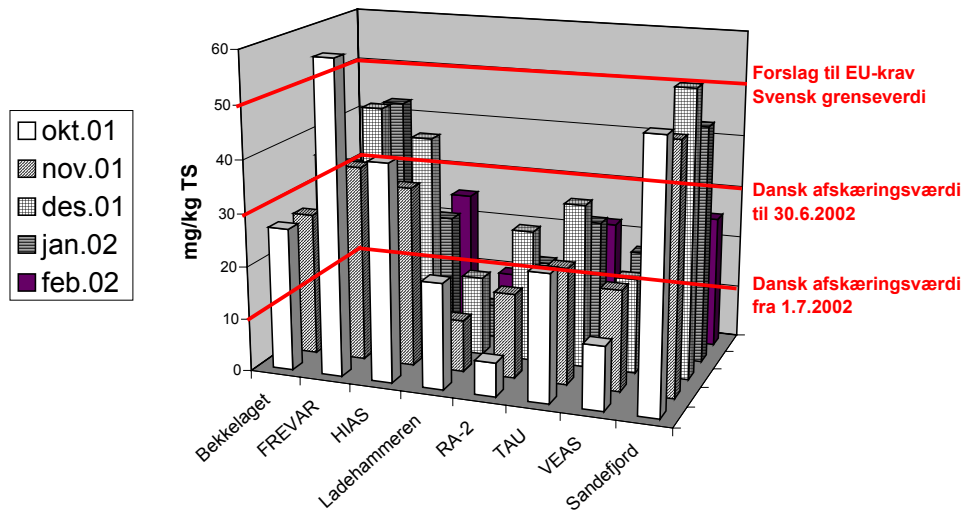
Summen av nonylfenol og nonylfenoletoksilater (NPE) varierer fra 6,3 til 59 mg/kg TS i de 40 slamprøvene (figur 10). Medianverdien er 25 mg/kg TS, og middelværdien er 27 mg/kg TS. Det er foreslått en grenseverdi på 50 mg/kg TS i utkastet til nytt EU-direktiv. Sverige har også en grenseverdi på 50 mg/kg TS, mens den danske avskjæringsverdien er 30 mg/kg TS frem til 30.06.2002. Etter 1.7.2002 blir den danske avskjæringsverdien redusert til 10 mg/kg TS. Det er to prøver som har høyere innhold av nonylfenol og –etoksilater enn den foreslåtte EU-grensen (Øra renseanlegg (FREVAR) i oktober og Sandefjord renseanlegg i desember).

14 av de 40 prøvene har høyere innhold av NPE enn gjeldende dansk avskjæringsverdi. Det er imidlertid bare tre prøver fra Ladehammeren renseanlegg og to prøver fra RA-2 som ligger under den danske avskjæringsverdien fra 1.7.2002.

Sammenligner vi innholdet av nonylfenol og –etoksilater i prøvene fra 2001-02 med tilsvarende verdier fra 1996-97 for de samme måneder og renseanlegg, har medianverdien gått ned hele 82%, mens middelværdien har gått ned 85% (figur 11). Utfasingen av nonylfenol har derfor hatt sin virkning. I Danmark har man redusert bruken av nonylfenoletoksilater ved en frivillig avtale mellom Miljøministeriet og danske produsenter, slik at innholdet av nonylfenol/-

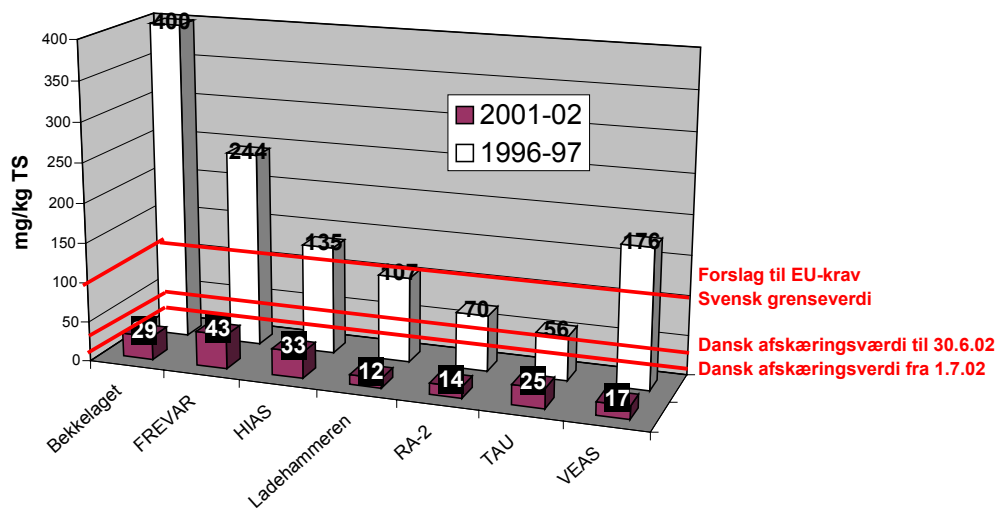
etoksilater i dansk slam ble redusert med 50% i løpet av ett år. Dermed vil senkingen av avskjæringsverdien fra 30 til 10 mg/kg TS ikke ha noen praktisk betydning for bruk av dansk slam i jordbruket (Anonymus, 2002).

Sum nonylfenol og -etoksilater i norsk slam i 2001-02



Figur 10. Nonylfenol/-etoksilater i slam fra de 8 renseanleggene som er med i undersøkelsen i 2001-02.

Sum nonylfenol og -etoksilater i norsk slam i 1996-97 og 2001-02



Figur 11. Midlere innhold av nonylfenol/-etoksilater i norsk slam i 1996-97 og i 2001-02.

I tabell 12 er vist verdier fra tilsvarende undersøkelser de siste årene.

Tabell 12. Konsentrasjoner av nonylfenol/-etoksilater i slam fra undersøkelser de siste 13 årene (mg/kg TS).

Land	År	Antall prøver	Variasjonsområde	Median	Referanser
Norge	89	19	25-2298	189	Vigerust, 1989
Sverige	89-91	27	44-7214	825	Naturvårdsverket, 1992
Sverige	93	23	23-171	82	Naturvårdsverket, 1995
Danmark	93-94	9	55-537	-	Kristiansen et al., 1996
Danmark	95	20	0,3-67	8	
Norge	96-97	36	22-650	136	Paulsrud et al. , 1997
Norge	00-01	9	8,6 - 99	55	Breivik, 2001
Norge	01-02	40	6,3 – 59	25	Denne undersøkelser

Tabell 12 viser at innholdet av nonylfenol og –etoksilater i norsk slam er på vei nedover, og at det nærmer seg innholdet i dansk slam.

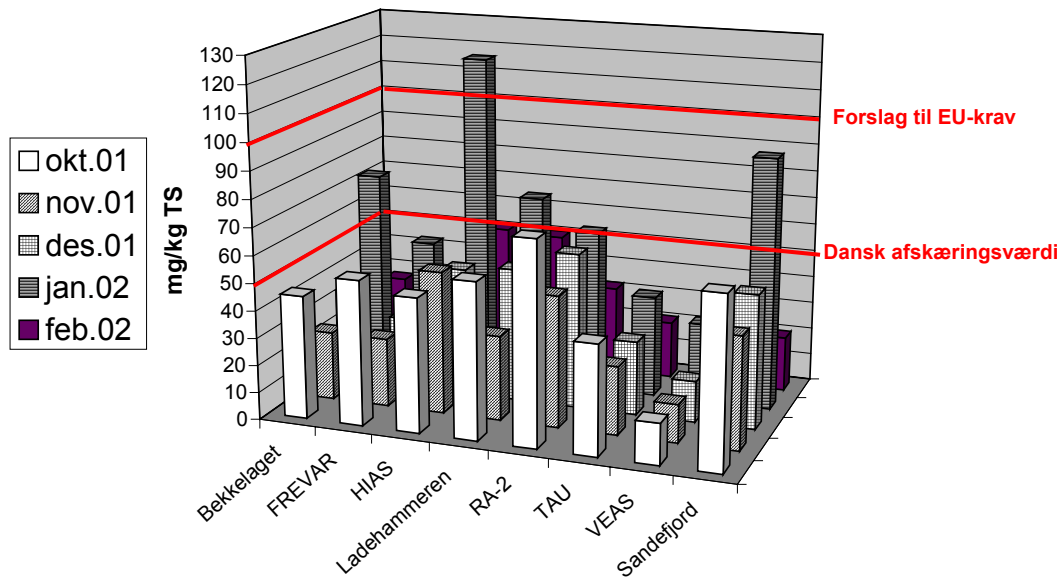
4.5. Ftalater

Dietylheksylftalat (DEHP) er funnet i samtlige slamprøver. Innholdet i enkeltprøvene varierer fra 13 til 120 mg/kg TS, med både medianverdi og middelvei på 43 mg/kg TS. Di-n-butylftalat (DBP) er kun funnet i 30 av de 40 prøvene, med variasjonsområde fra <0,1 til 2,8 mg/kg TS, medianverdi på 0,31 mg/kg TS og middelvei på 0,58 mg/kg TS. Verdier under deteksjonsgrensene er da satt til 0.

Det er foreslått en grenseverdi på 100 mg/kg TS for DEHP i utkastet til nytt EU-direktiv. Den danske avskjæringsverdien er på 50 mg/kg TS. Det er én prøve som har høyere innhold av DEHP enn den foreslåtte EU-grensen (HIAS renseanlegg i januar 2002). 12 av de 40 prøvene har imidlertid høyere innhold av DEHP enn den danske avskjæringsverdien (figur 12).

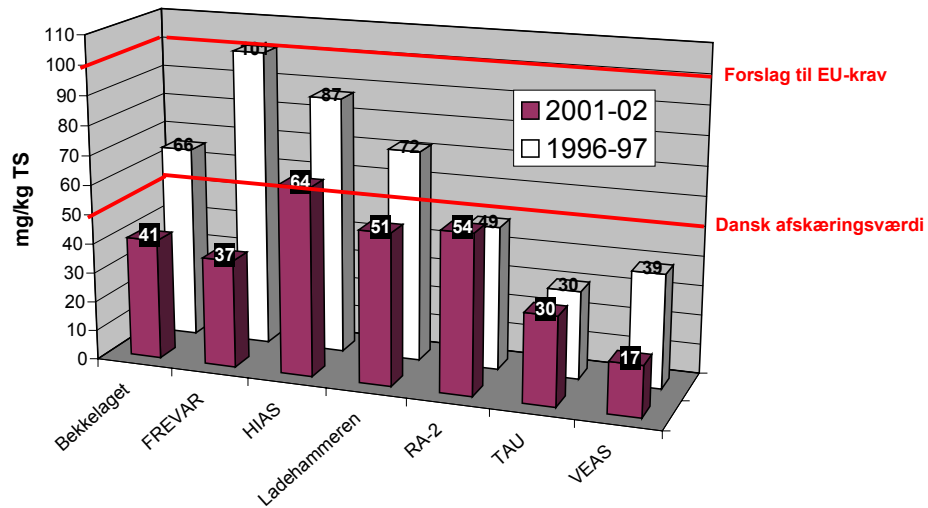
Sammenligner vi innholdet av DEHP i prøvene fra 2001-02 med tilsvarende verdier fra 1996-97 for de samme måneder og renseanlegg, har medianverdien gått ned 29%, mens middelveien har gått ned 33% (figur 13). Dette er mye lavere enn for de andre organiske miljøgiftene. Innholdet av DBP har blitt redusert med 91% (medianverdien) og 96% (middelveien) for renseanleggene som var med i undersøkelsene både i 1996-97 og i 2001-02 (figur 14). Det er ikke foreslått noen grenseverdi for DBP i slam i noe land.

DEHP i norsk slam i 2001-02



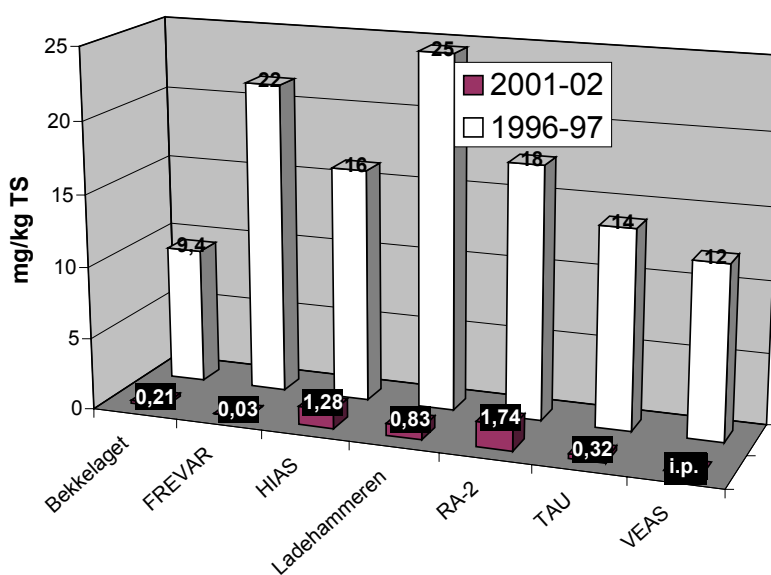
Figur 12. DEHP i slam fra de 8 renseanleggene som er med i undersøkelsen i 2001-02.

DEHP i norsk slam 1996-97 og 2001-02



Figur 13. Midlere innhold av DEHP i norsk slam i 1996-97 og i 2001-02.

DBP i norsk slam i 1996-97 og 2001-02



Figur 14. Midlere innhold av DBP i norsk slam i 1996- 97 og i 2001-02.

I tabell 14 er vist verdier av DEHP i slam fra tilsvarende undersøkelser de siste 20 årene.

Tabell 14. Konsentrasjoner av DEHP i slam fra undersøkelser de siste 20 årene (mg/kg TS).

Land	År	Antall prøver	Variasjonsområde	Median	Referanser
Canada	80-85	15	3 – 215	80	WEAO, 2001
Canada	93-94	17	64 – 244	161	
Norge	89	19	27 – 1115	83	Vigerust, 1989
Sverige	89-91	27	25 – 661	170	Naturvårdsverket, 1992
Danmark	93-94	9	17 – 120	38	Kristiansen et al., 1996
Danmark	95	20	3,9 – 170	24,5	
Norge	96-97	36	<1 – 140	58	Paulsrud et al., 1997
Norge	00-01	9	12 - 120	38	Breivik, 2001
Norge	01-02	40	13 - 120	43	Denne undersøkelser

Tabell 14 viser at innholdet av DEHP i norsk slam fra 2001-02 ligger på samme nivå som innholdet i dansk slam i 1993-94.

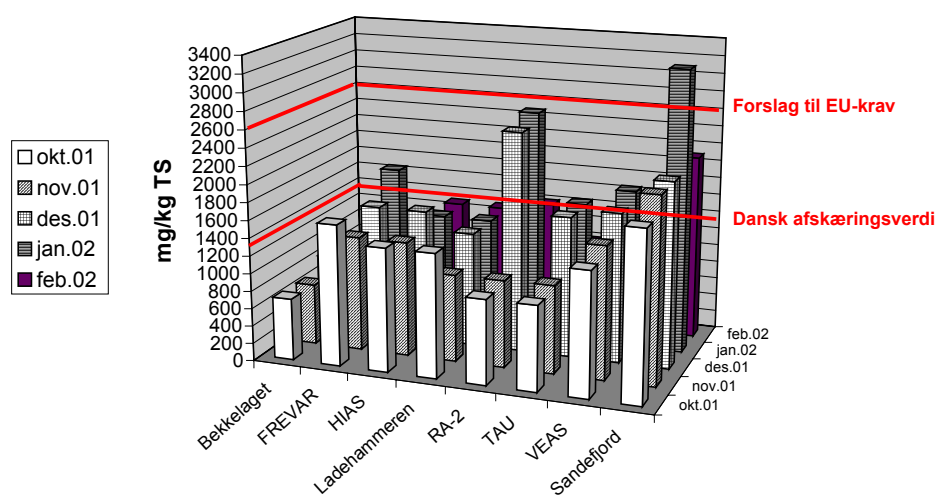
4.6. LAS

Lineære alkylbensulfonater (LAS) ble i undersøkelsen i 1996-97 (Paulsrud et al., 1997) analysert med en metode som ga svært lave verdier i forhold til metoden som Danske Miljøministeriet angir. I denne undersøkelsen er brukt den danske metoden som i ettertid er anbefalt av det danske Miljøministeriet. Resultatene fra LAS-analysene i 2001-02 kan dermed sammenlignes med de danske avskjæringsverdiene, men ikke med analyseresultatene fra undersøkelsen i 1996-97.

Det er funnet LAS i samtlige 40 slamprøver, varierende fra 570 til 3200 mg/kg TS, med medianverdi 1400 mg/kg TS og middelværdi 1440 mg/kg TS. Det er kun én prøve som har høyere LAS-innhold enn den foreslåtte grenseverdien på 2600 mg/kg TS i utkastet til EU-direktiv (Sandefjord renseanlegg i januar 2002). Det er imidlertid 21 prøver som har høyere innhold enn den danske avskjæringsverdien på 1300 mg/kg TS. Bekkelaget renseanlegg er det eneste som ligger under denne grenseverdien for samtlige prøver, mens VEAS og Sandefjord renseanlegg ligger over denne grenseverdien for samtlige prøver.

I figur 15 er vist månedsverdiene for de enkelte renseanleggene i 2001-02 med foreslått grenseverdi i EU og dansk avskjæringsverdi.

LAS i norsk slam 2001-02



Figur 15. LAS i slam fra de 8 renseanleggene som er med i undersøkelsen i 2001-02.

I tabell 15 er det sammenstilt data fra forskjellige undersøkelser der LAS i slam er analysert. Det er store forskjeller mellom land og mellom aerob og anaerob slambehandling. Aerob slambehandling reduserer LAS kraftig. Ingen av de norske renseanleggene i denne undersøkelsen har aerob slambehandling. Innholdet av LAS i norsk slam ligger lavt i forhold til andre undersøkelser hvor slambehandling har vært anaerob, men medianverdiene er høyere enn i de danske undersøkelsene.

Tabell 15. Konsentrasjoner av LAS i slam fra undersøkelser de siste årene (mg/kg TS).

Land	År	Type slambehand- ling	Antall anlegg	Variasjonsom- råde	Medi- an	Referanser
Tyskland	-	Anaerob stabilis.	8	1600 – 11800	-	Jones & Northcott, 2000
Tyskland	-	Aerob stabilisering	10	182 – 432	-	
Italia	-	Anaerob stabilis.	1	11500 – 14000	-	
Spania	-	Anaerob stabilis.	3	12100 – 17800	-	
Spania	-	Ikke behandlet	2	400 – 700	-	
Sveits	-	Anaerob stabilis.	10	2900 – 11900	-	
Storbri- tannia	-	Anaerob stabilis.	5	9300-18800	-	Kristiansen et al., 1996
Danmark	93-94	Variierende	6	200 – 4640	455	
Danmark	95	Variierende	20	11 – 16100	530	
Norge	00-01	Variierende	9	480 - 2000	1300	Breivik, 2001
Norge	01-02	Anaerob stabilis./ kalkbehandling	8	570 - 3200	1400	Denne under- søkelsen

5. Referanser

- AEA Technology, 1999: Compilation of EU Dioxin Exposure and Health Data. Task 2 – Environmental Levels. – Report produced for European Commissions DG Environment / UK Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR).
- Alvarado, M.J., Armstrong, S. & Crough, E., 2001: The AMSA 2000/2001 Survey of Dioxin-like Compounds in Biosolids: Statistical Analyses.
- 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 82-7467-418-9. Jordforsk, Ås.
- Anonymus, 2002: Biosolids, Technical Bulletin, Volume 7, No. 1, Jan/Febr 2002. Water Environment Federation, USA.
- Beck, P-Å. & Dons, Chr., 1993: Miljøgifter I Norge. SFT-Rapport nr. 93:22. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Brevik, L.O., 2001: Status for innhold av organiske miljøgifter i slam fra Drammensregionen. BUVA-rapport 26/01. Buskerud Vann- og Avløpscenter AS, Drammen.
- Campbell, H.W. & Webber, M.D., 1994: Biosolids Management in Canada: Current practice and future trends. Presented at the WEAO Seminar "Biosolids Treatment and Utilization: Innovative Technologies and Changing Regulations, Mississauga, Ontario, November 1994.
- Campbell, H.W. and Webber, M.D., 1997: Biosolids management in Canada: Current practice and future trends. Paper presented at the Speciality Conference on Management and Fate of Toxic Organics in Sludge Applied to Land, Copenhagen, 30. April – 2. May.
- Chaney, R.L., Ryan, A. & O'Connor, G.A., 1990: Risk Assessment For Organic Micropollutants: U.S. Point of View. In L'Hermite (ed.): Treatment and Use of Sewage Sludge and Liquid Agricultural Wastes. Elsevier Applied Science. ISBN 1-85166-682-6.
- Erhardt, W. & Prüss, A., 2001: Organic Contaminants in Sewage Sludge for Agriculture Use. UMEG. European Commission, Joint Research Centre, Ispra.
- Jones, K:C: & Northcott, G.L., 2000: Organic Contaminants in Sewage Sludges: A Survey of UK Samples and a Consideration of their Significance. –Final Report to the Department of the Environment, Transport and the Regions: Water Quality Division, UK.
- Kristensen, P, Tørsløv, J., Samsøe-Petersen, L. & Rasmussen, J.O., 1996: Anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Kontamineringsniveau, miljørisikovurdering og forslag til kvalitetskriterier: Hovedrapport Miljøprosjekt nr. 328. Miljø- og energiministeriet, Miljøstyrelsen, Danmark.
- Leschber, R., 1992: Organohalogenverbindungen in Klärschlamm und ihre Bestimmung als kumulative Parameter. in: Hall, J.E., Sauerbeck, D.R. & P.L'Hermite (1992), s. 45-53.

- Lindner, K-H., 1991: Neuer rechtlicher und technischer Rahmen für die Klärschlamm-Entsorgung. Korrespondenz-Abwasser 8/91, s. 1046-1049.
- Madsen, T., Kristensen, P., Samsø-Petersen, L., Tørsløv, J & Rasmussen, J.O., 1997: Application of sludge on farmland – quality objectives, level of contamination and environmental risk assessment. – Speciality conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen 30. April – 2. May 1997. Preprint.
- McGrath, S., Postma, L, McCormack, R.J. & Dowdall, C, 2000: Analysis of Irish sewage sludges: suitability of sludge for use in agriculture. – Irish Journal of Agricultural and Food Research, 39 s. 73 – 78.
- McIntyre, A.E. & Lester, J.N., 1984: Occurance and distribution of persistent organichlorine compounds in UK sewage sludges. Water Air Soil Pollution, 23 (4), s. 397-415.
- Miljø-Kjemi, 1996: Miljøfremmede stoffer. Analysemuligheter. Kurs nr. 96.304, 30.10.96, Norsk Miljøsender, Oslo.
- Miljø- og energiministeriet, 1996: Bekendtgjørelse nr. 823 af 16. september 1996 om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål, København.
- Miljøstatus, 2002: <http://www.miljostatus.no> 13.05.2002
- Naturvårdsverket, 1992: Slam. Innehåll av organiska miljöfarliga ämnen. Sammanställning och utvärdering av analysresultat. Rapport 4085. Statens Naturvårdsverk, Solna, Sverige.
- Naturvårdsverket, 1995: Stora avloppsreningsverk. Slam & avloppsvatten. Aktuella förhållanden 1993. Rapport 4423. Statens Naturvårdsverk, Solna, Sverige.
- Paulsrud, B., Nedland, K.T. og Wien, A., 1997: Organiske miljøgifter i norsk avløpslam. SFT-Rapport 97:25. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Rogers, H.R., 1996: Sources, behaviour and fate of organic contaminants during sewage treatment and in sewage sludges. The Science of the Total Environment. 185, s. 3-26.
- Schaaf, H., 1992: Chlorinated Hydrocarbons and PCBs in Field Soils, Sediments and Sewage Sludges. In: Effects of organic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and animals. Hall, J.E., Sauerbeck, D.R. & P. L'Hermite (eds.). Commission of the European Communities 1992, p. 35-44.
- Smith, S.R., 1996: Agricultural Recycling of Sewage Sludge and the Environment. CAB International, Wallingford, UK.
- Smith, S.R., 2000: Are controls on organic contaminants necessary to protect the environment when sewage sludge is used in agriculture? Prog. in Environ., 2, s. 129-146.
- Statens forurensningstilsyn, 1996: Avløpslam og miljøgifter. SFTs faktaark nr. 1, februar 1996. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

- Törslöv, J., Samsøe-Petersen, L., Rasmussen, J.O. & Kristensen, P., 1997: Use of waste products in agriculture. Contamination level, environmental risk assessment and recommendations for quality criteria. Environmental Project No. 366, Miljøstyrelsen, Danmark.
- Vigerust, E., 1989: Organiske mikroforurensninger i kloakkslam fra norske renseanlegg. Foreløpig rapport til Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- UMK-AG 2000: Abschlussbericht „Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen, Massnahmenplan“. Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz „Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen, Massnahmenplan“, Tyskland.
- WEAO, 2001: Fate and significance of selected contaminants in sewage biosolids applied to agriculture land through literature review and consultation with stakeholder groups. Water Environment Association of Ontario, April 2001.
- Webber, M.D. & Nichols, J.A., 1995: Organic and Metal Contaminants in Canadian Municipal Sludges and Sludge Compost. Prepared for the Wastewater Technology Centre, February, 1995.