

# NORVAR- rapport

## AL Norsk vann og avløp BA

Postadresse: Vangsvegen 143, 2317 Hamar

Webadresse: www.norvar.no

Besøksadresse: Vangsvegen 143, Hamar

Telefon: 62 55 30 30

Rapportnummer:  
157 - 2007

Dato:  
17. august 2007

Antall sider (inkl. bilag):  
36 (47)

Tilgjengelighet:  
Åpen: x  
Begrenset:

Rapportens tittel:

### **Organiske miljøgifter i norsk avløpslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07.**

Forfatter: Line Diana Blytt, Aquateam AS

Ekstrakt:

Det er gjennomført en ny undersøkelse av organiske miljøgifter i norsk avløpslam fra de samme rensanleggene og i de samme månedene som undersøkelsene i 2001/02 og i 1996/97. Ett nytt rensanlegg er med. To nye stoffer er med, bromerte flammehemmere og bisfenol A, mens PCB og dioksiner/furaner ikke er analysert på grunn av svært lave konsentrasjoner i 2001/02. En månedsblandprøve fra samtlige anlegg er også analysert for perfluorerte alkylstoffer (PFAS), kationiske tensider og muskstoffer. Resultater for kationiske tensider foreligger ikke på grunn av analytiske problemer med slam som matriks. Det ble funnet miljøgifter i alle slamprøvene, men innholdet av enkelte organiske miljøgifter har gått noe ned siden undersøkelsen i 2001/02. Middelverdien for LAS er redusert med 37 % og NPE er redusert med 42 %. Det er forskjeller mellom rensanleggene når det gjelder innholdet av miljøgifter, men det er også store forskjeller mellom de ulike månedsblandprøvene for hvert enkelt rensanlegg for noen parametere. For de nye stoffene bisfenol A og bromerte flammehemmere var konsentrasjonene sammenlignbare med resultater fra andre norske og svenske undersøkelser. PFAS i slam fra Gardermoen rensanlegg var markert høyere enn i slam fra andre rensanlegg. Dette skyldes sannsynligvis brannøvelser på Oslo lufthavn hvor avløpsvann med PFAS-holdig brannskum føres til rensanlegget.

Emneord, norske:  
Organiske miljøgifter  
Avløpslam  
Analyser  
Norske rensanlegg

Emneord, engelske:  
Toxic organics, organic micropollutants  
Sewage sludge, biosolids  
Analysis  
Norwegian wastewater treatment plants

Andre utgave

ISBN 978-82-414-0288-3

## **Forord fra NORVAR**

Det er gjennomført en ny undersøkelse av organiske miljøgifter i norsk avløpslam fra de samme renseanleggene og i de samme månedene som undersøkelsene i 2001/02 og i 1996/97. Noen stoffer har kommet i tillegg (bromerte flammehemmere og bisfenol A) og noen har ikke blitt analysert denne gangen (PCB og dioksiner/furaner) på grunn av svært lave konsentrasjoner i 2001/02.

Prosjektet er gjennomført av Aquateam på oppdrag fra NORVAR.

Prosjektet ble finansiert av Statens forurensningstilsyn (SFT), NORVAR BA og følgende kommuner/anleggseiere:

VEAS, Bekkelaget Vann, FREVAR, TAU, HIAS, RA-2, Sandefjord kommune, Trondheim kommune og Ullensaker kommune (Gardermoen renseanlegg).

NORVAR takker for velvillig deltakelse fra SFT og anleggseiere slik at dette prosjektet lot seg gjennomføre. Prosjektets resultater er et viktig bidrag i det pågående arbeidet med risikovurdering av bruk av avløpslam i jordbruket.

Hamar, den 17. august 2007

## Innholdsfortegnelse

Forord fra NORVAR .....	2
Sammendrag og konklusjoner .....	4
English summary .....	5
Innledning .....	6
1.1. Bakgrunn.....	6
1.2. Regelverk i Norge og i andre land.....	6
1.3. Formål med denne undersøkelsen .....	9
2. Valg av parametere til undersøkelsen. Kilder og effekter av valgte organiske miljøgifter.....	10
2.1. Valg av parametere i denne undersøkelsen .....	10
2.2. Risikovurderinger.....	10
2.3. Tensider (LAS og kationiske tensider) .....	11
2.4. PAH .....	11
2.5. Nonylfenol/-etoksilater .....	12
2.6. Ftalater (DEHP og DBP) .....	12
2.7. Bromerte flammehemmere.....	13
2.8. Bisfenol A .....	13
2.9. Perfluoralkylstoffer (PFOS og PFOA).....	14
2.10. Muskstoffer (muskxylen og muskketon) .....	14
3. Opplegg for undersøkelsen i 2006/07.....	16
3.1. Renseanlegg som inngår i undersøkelsen .....	16
3.2. Prøvetakingsopplegg .....	16
3.3. Prøvehåndtering og analyser .....	18
3.4. Vurdering av usikkerheter .....	18
4. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07 sammenliknet med tidligere undersøkelser i 1996/97 og 2001/02 .....	20
4.1. Nonylfenol/-etoksilater .....	20
4.2. Ftalater .....	22
4.3. LAS .....	25
4.4. PAH .....	27
4.5. Bromerte flammehemmere (PBDE).....	30
4.6. Bisfenol A .....	31
4.7. Perfluoralkylstoffer (PFAS) .....	32
4.8. Muskstoffer (muskxylen og muskketon) .....	34
5. Referanser.....	35
Vedlegg Analyseresultater – tabell 13-16.....	37

## Sammendrag og konklusjoner

Det er gjennomført en ny undersøkelse av organiske miljøgifter i norsk avløpslam fra de samme renseanleggene og i de samme månedene som undersøkelsene i 2001/02 og i 1996/97. Noen stoffer har kommet i tillegg (bromerte flammehemmere og bisfenol A) og noen har ikke blitt analysert denne gangen (PCB og dioksiner/furaner) på grunn av svært lave konsentrasjoner i 2001/02. I tillegg har en månedsprøve blitt analysert for noen tilleggsparametere (perfluorerte alkylstoffer (PFAS), kationiske tensider og muskstoffer) etter bestilling fra SFT. Denne undersøkelsen er i størst mulig grad lagt opp på samme måte som for ti og fem år siden. I denne undersøkelsen er analysene utført av Eurofins med GFa i Tyskland som underleverandør, og NILU har gjennomført tilleggsanalysene for SFT.

Det ble samlet inn månedsblandprøver på ni store norske renseanlegg fra oktober 2006 til og med februar 2007. Åtte av disse anleggene var med i 2001/02 og sju var også med i 1996/97. Ett tiende anlegg har bare vært med i undersøkelsen for analyse av tilleggsparametrene. Prøver ble tatt ut alle dager med slamavvanning og lagt i rilsanpose i fryseboks. Prøvene ble sendt i kjølebag til Eurofins BUVA hvor prøvene ble homogenisert, neddelt og videresendt til aktuelt laboratorium. Det ble analysert for følgende parametere:

- PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner, 16 forbindelser),
- Ftalater (DEHP og DBP)
- Nonylfenoler og -etoksilater (NPE)
- LAS (lineære alkylbensulfonater, anionisk tensid)
- Kationiske tensider\*
- PBDE (polybromerte difenyletere, bromerte flammehemmere)
- Bisfenol A
- Perfluorerte alkylstoffer PFAS (PFOS, PFOA og lignende)\*
- Muskxylen og musketon (muskforbindelser)\*

\* Stoffer som kun analyseres på månedsprøvene fra oktober og gjøres på oppdrag fra SFT. Resultater for kationiske tensider foreligger ikke på grunn av analytiske problemer med slam som matriks.

Det ble funnet miljøgifter i alle slamprøvene, men innholdet av enkelte organiske miljøgifter har gått noe ned siden undersøkelsen i 2001/02. Middelveien for LAS er redusert med 37 % og NPE er redusert med 42 %. NPE ble forbudt i 2003 av miljømyndighetene, og det var derfor forventet en større reduksjon i forhold til resultatene fra 2001/02. For de andre parametere som kan sammenliknes med 2001/02, har det ikke vært noen forandring. Det er forskjeller mellom renseanleggene når det gjelder innholdet av miljøgifter, men det er også store forskjeller mellom de ulike månedsblandprøvene for hvert enkelt renseanlegg for noen parametere.

For de stoffene som var nye i denne undersøkelsen (bisfenol A og bromerte flammehemmere), var konsentrasjonene sammenlignbare med andre norske og svenske undersøkelser. Når det gjelder tilleggsparametrene var det PFAS i slam fra Gardermoen renseanlegg som var markert høyere enn i slam fra andre renseanlegg. Dette skyldes sannsynligvis brannøvelser på Oslo lufthavn hvor avløpsvann med PFAS-holdig brannskum føres til renseanlegget.

## English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water and Wastewater BA (NORVAR BA), [www.norvar.no](http://www.norvar.no)

Address: Vangsvegen 143, N-2317 Hamar, Norway  
Phone: + 47 62 55 30 30  
Fax: + 47 62 55 30 31  
E-mail: [post@norvar.no](mailto:post@norvar.no)

Report no: 157 - 2007  
Report Title: Micropollutants in Norwegian sewage sludge – Results from an investigation in 2006/07  
Date of issue: 17. August 2007  
Number of pages: 47

Keywords: Toxic organics  
Organic micropollutants  
Sewage sludge, biosolids  
Analysis  
Norwegian wastewater treatment plants

Authors: Line Diana Blytt

ISBN: 978-82-414-0275-3

### Summary:

A new investigation has been carried out to analyse the content of organic micropollutants in Norwegian sludge from nine municipal wastewater treatment plants. Samples of sludge, each representing one month production from October to February, have been analysed for the following parameters: PAH (Polycyclic aromatic hydrocarbons), Ftalates (DEHP and DBP), nonylphenol and -ethoxylats (NPE), LAS (linear alkyl benzene sulphonates, PBDE (brominated flame retardants), Bisphenol A, perfluorized compound PFAS (PFOS, PFOA etc.), cationic tensides and musk components muskxylen and muskketon.

The same investigation was performed in 1996/97 and in 2001/02. However the present investigation includes one more treatment plant and two new parameters, brominated flame retardants and bisphenol A. the present investigation PCB and dioxin/furans have not been analysed due to very low concentration in the previous investigations. One of the monthly samples from each plant has also been analysed for perfluorized alkyl compound (PFAS), cationic tensides and musk compounds. Due to analytical problems no results were obtained for cationic tensides. Organic micropollutants were found in all of the sludge samples, however the content of some of the parameters are reduced compared with the investigation in 2001/02. The mean concentration for LAS is reduced by 37 % and NPE is reduced by 42 %. There are variations between the different wastewater treatment plants, and there are monthly variations for some of the parameters in sludge from the same plant. The new parameters, bisfenol A and brominated flame retardants have concentrations which are in the same range as found in other Norwegian and Swedish investigations. The concentration of PFAS in sludge from the Gardermoen wastewater treatment plant is significantly higher compared to other plants. Some of the surface water from the Oslo Airport is treated in this plant and this wastewater probably contains PFAS due to regular fire drills at the airport.

# Innledning

## 1.1. Bakgrunn

Avløpsslam er en ressurs som jordforbedringsmiddel og gjødsel på jordbruksarealer og ulike typer grøntarealer, men det forutsetter at man har kontroll på innholdet av uønskede stoffer i slammet. Slam skal ikke føre til miljømessige eller helsemessige skader eller ulemper ved bruk.

Tidligere undersøkelser fra 1996/97 (Paulsrud *et.al*, 1997) og 2001/02 (Nedland, 2002) hvor man har analysert på organiske miljøgifter i slam fra norske renseanlegg, har vist relativt lave konsentrasjoner av slike stoffer. Konklusjonen fra myndighetene har vært at avløpsslam fra norske anlegg ikke utgjør noen fare for jordas kvalitet eller menneskers og dyrs helse, men at det derimot er en ressurs som bør benyttes som jordforbedringsmiddel og gjødsel. Strategien til norsk miljøforvaltning er å fjerne miljøfarlige stoffer ved kilden.

Siden forrige undersøkelse har forskriftskravene vedrørende kvalitet og bruk av slam blitt noe endret. Avløpsslam er nå regulert i en felles forskrift, forskrift nr 951 av 4. juli 2003 om gjødselvarer mv av organisk opphav, (gjødselvarerforskriften) med hjemmel i fire lover: matloven og jordloven som eies av Landbruks- og matdepartementet, forurensningsloven under Miljøverndepartementet og kommunehelsetjenesteloven under Helse- og omsorgsdepartementet. Kravene som angår innholdet av uønskede stoffer i slam, er hjemlet i matloven og forvaltes av Mattilsynet, dersom slam brukes som en gjødselvarer.

I 2004 gjennomførte landbruks- og helsemyndighetene en matreform. For å øke fokuset på mattrygghet dannet regjeringen ett tilsynsorgan for hele matkjeden, Mattilsynet. I reformen var det også viktig å skille mellom de som har ansvar for risikohåndteringen og de som utfører selve risikovurderingene, og Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) ble etablert. Norsk Landbrukssamvirke oppfordret Mattilsynet til å få gjennomført en helhetlig risikovurdering av avløpsslam brukt på jordbruksjord, og VKM arbeider nå med en slik vurdering på oppdrag for Mattilsynet. Den forventes ferdig i løpet av 2008.

En screeningundersøkelse av slam ble gjennomført i 2006 for å få en oversikt over mange ulike stoffer i slam. Undersøkelsen var finansiert av Mattilsynet, SFT og anleggseierne selv, og den har gitt viktig innspill til hva som bør vektlegges ved senere mer systematiske undersøkelser. På bakgrunn av screeningundersøkelsen i 2006 tok NORVAR initiativet til denne undersøkelsen som skulle gjennomføres på samme måte som i 1996/97 og 2001/02. SFT har også i tillegg bidratt med finansiering av tilleggsanalyser på noen av slamprøvene.

I perioden mellom de to undersøkelsene i 1996/97 og 2001/02 var det en betydelig reduksjon av organiske miljøgifter i avløpsslam, og det skyldtes nok utfasing av enkelte stoffer og bedre kontroll med utslipp av slike stoffer. Denne undersøkelsen er gjennomført på tilsvarende måte som de forrige undersøkelsene for å få mest mulig sammenlignbare resultater. Det har vært tatt prøver fra de samme renseanleggene, i de samme månedene, og analysert for de samme parametrene med noen få unntak. To nye anlegg er med, Høvringen fra Trondheim og Gardermoen renseanlegg. Slam fra Gardermoen renseanlegg har bare blitt analysert for SFT's tilleggsparametere på én månedsblandprøve.

## 1.2. Regelverk i Norge og i andre land

Gjødselvarerforskriften har grenseverdier for utvalgte tungmetaller, men ikke for organiske miljøgifter. I forskriften er det en bestemmelse om aktsomhetsplikt for de ansvarlige virksomhetene om at slam ikke skal inneholde organiske miljøgifter, plantevernmidler, antibiotika/ kjemoterapeutika eller andre miljøfremmede organiske stoffer i mengder som kan medføre skade på helse eller miljø ved bruk. I tillegg er det et krav om internkontroll, herunder å ha kartlagt risiko og iverksatt nødvendige tiltak for at

forskriftens krav etterleves. Foreløpig er det ikke foreslått regelverksendring som vil gi grenseverdier for organiske miljøgifter i avløpsslam.

I Norge skal slam alltid moldes ned i jorden etter spredning, og eng og beitearealer kan ikke gjødsles med slam. Poteter, grønnsaker, frukt og bær kan ikke dyrkes før etter det har gått tre år etter siste sprededato.

I løpet av 1990 årene har flere land innført grenseverdier for ulike typer organiske miljøgifter i avløpsslam. Også i EU har man foreslått å innføre grenseverdier for noen organiske miljøgifter i forbindelse med revisjon av EUs slamdirektiv fra 1986. I Tabell 1 og 2 er det listet opp grenseverdier / retningsgivende verdier som gjelder i europeiske land og forslaget til EUs reviderte regelverk for slam (EU, 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	NPE mg/kg TS	PAH mg/kg TS	PCB mg/kg TS	PCDD/F ng/kg TS
EUs forslag til revidert slamregelverk		-	5 000	450	6 <sup>1</sup>	0,8 <sup>2</sup>	100
Danmark	-	50	1300	10	3 <sup>1</sup>	-	-
Sverige	-	-	-	50	3 <sup>3</sup>	0,4 <sup>2</sup>	-
Frankrike	-	-	-	-	<sup>5</sup>	0,8 <sup>2</sup>	-
Tyskland	500	-	-	-	-	0,2 <sup>5</sup>	100
Nedre Østerrike	500	-	-	-	-	0,2 <sup>5</sup>	100

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

<sup>2</sup> Sum av 7 kongenere PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

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

<sup>4</sup> Se Tabell 2

<sup>5</sup> Gjelder hver av de 6 kongenere PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180

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

Komponent	Konsentrasjon i slam (mg/kg TS) som kan brukes i jordbruket med maks 3 tonn TS / daa og 10 år	Maksimalt tillatt akkumulert tilførsel på beitemark per dekar og 10 år (g/daa 10 år)
Fluoraten	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 tysk gjødsellov. Det er forbudt å bruke slam til dyrking av frukt og grønnsaker, på beitemark, i landskapsvernområder, i skog, og i nærheten av vannkilder/brønner. Grenseverdiene er satt utelukkende som et føre-var-tiltak og er ikke basert på vitenskaplige metoder for risikovurderinger eller toksisk virkning. Grenseverdiene var isteden basert på foreliggende konsentrasjoner av respektive miljøgifter i tysk avløpsslam. Konsentrasjoner av AOX gir heller ingen informasjon om fravær etter tilstedeværelse av miljøgifter, men er ment som et mål på innhold av forbindelser som er skapt av mennesket, hvor noen kan være persistente miljøgifter (Leschber, 1992). De samme grenseverdiene som er i Tyskland ble innført i nedre Østerrike i 1994 (Erhardt og Prüss, 2001)

I Sverige ble anleggseierne allerede i 1990 anbefalt å analysere for organiske miljøgifter i slam (Naturvårdsverket, 1990), og i 1994 ble det innført retningslinjer for innhold av organiske miljøgifter i slam til jordbruksanvendelse (nonylfenol, PCB, PAH og tuolen). Tuolen ble siden tatt ut av retningslinjene. Dette var et resultat av en overenskomst mellom myndighetene, anleggseierne og bøndernes organisasjoner for å få i gang bruken av slam i jordbruket etter en periode med slamboikott fra landbrukets side. Grenseverdiene er mer basert på praktiske erfaringer enn vitenskaplige undersøkelser.

I Danmark ble det fra 1.1 1997 innført såkalte "afskæringsverdier" for nonylfenol, PAH, ftalater (DEHP) og anioniske tensider (LAS) i slam i jordbruket (Miljø – og energiministeriet 1996). Avskæringsverdiene er anslåtte konsentrasjoner (predicted no effect concentration - PNEC) som ikke vil medføre noen miljømessige konsekvenser basert på en enklere miljørisikovurdering. De er gitt i første rekke med tanke på beskyttelse av biologisk aktivitet i jord samt beskyttelse av grunnvannet som drikkevannsressurs. Det har imidlertid framkommet en del kritiske kommentarer fra ulike fagmiljøer i Danmark og internasjonalt når det gjelder fastsettelse av "afskæringsverdiene" for organiske miljøgifter i slam basert på et spinkelt datamateriale, blant annet fordi det er forutsatt at disse stoffene ikke brytes ned i jorden.

I USA ble det gjennomført miljørisikovurderinger vedrørende innholdet av tungmetaller og organiske miljøgifter i avløpsslam før det ble innført ny slamforskrift i 1992 (Chaney et. al., 1990) Det ble utarbeidet en liste over 200 kjemikalier som kunne tenkes å forekomme i avløpsslam. På grunnlag av faktiske analyser av slam samt



eksponeringsvurderinger ble denne listen redusert ned til 50 stoffer, og av disse ble det gjennomført risikoanalyse av 14 organiske stoffer og 10 tungmetaller.

I risikoanalysen ble det vurdert i alt 18 forskjellige eksponeringsveier for overføring av de kjemiske stoffenes virkning 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 spredning av råslam direkte på beitearealer for dyr brukt i kjøttproduksjon. 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 vesentlige lavere konsentrasjoner enn de kritiske konsentrasjonene ifølge risikovurderingene, eller at stoffene allerede var underlagt lovmessige bruksbegrensninger eller ikke ble produsert i USA.

I Canada har man analysert organiske miljøgifter i slam siden 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 og WEO, 2001)

### **1.3. Formål med denne undersøkelsen**

Formålet med denne undersøkelsen er å finne ut om innholdet av organiske miljøgifter i norsk avløpslam er blitt ytterligere redusert i de siste fem årene fra 2001/2002. I tillegg vil undersøkelsen være et viktig bidrag til å få oppdatert kunnskap om status på uønskede stoffer i avløpslam og vil kunne brukes som grunnlag for VKM's risikovurderinger.

Aktsomhetsplikten i gjødselverforskriften er rettet mot enkeltprodusenter, og det er opp til produsentene å finne løsninger for å verifisere at man har iverksatt rimelige tiltak for å begrense konsentrasjoner av organiske miljøgifter i slam. Ordlyden i kravene knyttet til organiske miljøgifter ble nærmere utdypet i brev fra Landbruks- og matdepartementet i 2004 hvor man tolker betydningen av aktsomhet. Ut fra departementets tolkning er det ikke et brudd på aktsomhetsplikten dersom det viser seg at det er kunnskapsmangel på området generelt (NORVAR, 2005). Denne undersøkelsen er med på å gi oppdatert kunnskap for anleggseierne om konsentrasjoner av utvalgte organiske miljøgifter i avløpslam.

## 2. Valg av parametere til undersøkelsen. Kilder og effekter av valgte organiske miljøgifter

### 2.1. Valg av parametere i denne undersøkelsen

Denne undersøkelsen er lagt opp på samme måte som i 2001/02 og i 1996/97 og bygger i hovedsak på de samme momentene for valg av analyseparametere:

- Prioritert miljøgift fra myndighetenes side
- Sannsynlighet for å finne stoffene i kvantifiserbare mengder i norsk avløpsslam
- Gjenstand for regulering i andre land (Sverige, Danmark og Tyskland) og erfaringer med parametere derfra.
- Total analysekostnad for prosjektet

Basert på overstående kriterier bestemte man at dioksin/furaner og PCB som hadde svært lave konsentrasjoner i de to forrige undersøkelsene, ikke skal inngå i denne undersøkelsen.

I en screeningundersøkelse som ble gjennomført i 2006 på slam fra fire renseanlegg, ble det analysert på miljøgifter som ikke tidligere var undersøkt i norsk slam (Nedland og Paulsrud 2006). På bakgrunn av screeningundersøkelsen og SFTs ønske om en bedre oversikt over enkelte parametere utover de som ble analysert i 1996/97 og 2001/02, er nye stoffer inkludert i denne undersøkelsen for 2006/07. Kationiske tensider skulle også vært analysert, men på grunn av problemer med å få fram en pålitelig analytisk metode for disse stoffene i slam, foreligger det ingen resultater.

Følgende organiske miljøgifter inngår i undersøkelsen:

- PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner, 16 forbindelser ),
- Ftalater (DEHP og DBP)
- Nonylfenoler og -etoksilater (NPE)
- LAS (lineære alkylbensulfonater, anionisk tensid)
- PBDE (polybromerte difenyletere, bromerte flammehemmere)
- Bisfenol A
- Perfluorerte alkylstoffer, PFAS (PFOS, PFOA, etc.)\*
- Muskxylen og musketon (muskforbindelser)\*

\* Stoffe som kun analyseres på månedsprøvene fra oktober og gjøres på oppdrag fra SFT.

### 2.2. Risikovurderinger

Chaney et al. (1990) konkluderte med at i tillegg til barn som spiser slammet, så er den viktigste eksponeringsveien for persistente fettløslige organiske miljøgifter at flytende slam blir spredt på beitemark for produksjonsdyr. Det er imidlertid ikke tillatt å spre slam på beitemark i Norge, og alt slam skal pløyes ned.

Også Smith (2000) anså at beitedyr som fikk i seg slam direkte fra beiting på eng hvor det var brukt slam, var en vesentlig kilde for menneskelig eksponering fra bruk av slam i jordbruket. Han konkluderte også med at det totale menneskelige inntaket 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 de fettløslige halogenerte hydrokarbonene akkumulere i animalske vev og i animalske produkter. Komponenter som ftalater, PAH, fenoler, nitrosaminer, flyktige aromater og aromatiske surfaktanter blir omdannet og ikke akkumulert, mens høyere halogeneringsgrader hindrer omdanning, og konsentrasjoner i melk og fettvev kan bli mange ganger konsentrasjonen i maten dyrene spiser (bioakkumulering). Polyhalogenerte organiske stoffer, inkludert PCB, klorerte pesticider og hydrokarboner, og dioksiner/furaner er av

større betydning fordi stoffene er persistente og er tilbøyelig til å akkumulere i fettvev og melk.

### 2.3. Tensider (LAS og kationiske tensider)

Tensider er overflateaktive stoffer som har egenskaper til å fjerne smuss, partikler og olje fra overflater og er derfor et viktig tilsetningsstoff i vask- og skyllemidler. Tensider spres til miljøet ved utslipp av avløpsvann og de bindes i stor grad til partikler. Det antas at tensider som passerer via renseanlegg, i hovedsak finnes igjen i sedimenter og slam. Tensider kan grupperes i anioniske tensider, ikke ioniske tensider, kationiske tensider og amfotære tensider.

LAS er et anionisk tensid og har lav akutt toksisitet overfor pattedyr. LAS har imidlertid akutt toksisitet overfor en del vannorgansimer, mens det virker vekstfremmende på andre typer organsimer (Miljø-Kjemi, 1996). LAS har et potensiale til å bli tatt opp i planter og for å lekke til grunnvannet hvis det havner i jord (Kristiansen et al., 1996). Stoffet kan forventes å bli nedbrutt under aerobe betingelser i jordmiljøet, hvilke reduserer risiko for eksponering av folk via vekster og drikkevann.

LAS er ikke et prioritert stoff, og er derfor ikke på miljømyndighetenes Obs-liste.

De kationiske tensidene myndighetene er mest bekymret over er dimetyldioktadekylammoniumklorid (DODMAC), også kalt disteanyldimetylammoniumklorid (DSDMAC), ditalgdimetylammoniumklorid (DTDMAC) og di(hydrogenert talg)-dimetylammoniumklorid (DHTDMAC). Bruken av stoffene ble redusert med over 99 prosent fra 1992 til 2003. Etter 1995 finner man stort sett kationiske tensider i bipleiemidler og utslippet i 2003 var beregnet til å være 1 tonn (Miljøstatus, 2007). De fire kationiske tensidene som omhandles her er tungt nedbrytbare i miljøet, men det forventes at de fases ut på grunn av det EUs vaskemiddelforordning trådte i kraft i Norge våren 2006. Forordningen gir et forbud om å bruke tensider som ikke oppfyller kravene til nedbrytbarhet i miljøet. Stoffene er giftige for vannlevende organismer og for sediment- og bunnlevende organismer og er lite nedbrytbare.

De kationiske tensidene står på myndighetenes prioritetsliste. SFT har et forslag til forskriftsendring på høring om å forby DTDMAC, DODMAC/DSDMAC og DHTDNAC i forbrukerprodukter, (SFT, 2007).

### 2.4. PAH

PAH dannes ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale. PAH er et uønsket biprodukt fra visse industrielle prosesser og dannes dessuten ved veislitasje. PAH finnes også i bindemidler og i produsert vann (offshore). Betydelig bidrag til totalutslippet kommer også fra bileksos, vedfyring, oljefyring, skogbrann, bråtebrann og halmbrenning. Stoffgruppen består av mange forskjellige forbindelser som er bygget opp av flere benzenringer.

I miljøet finnes PAH-forbindelser hovedsakelig bundet til partikler. PAH-forbindelser brytes ned i varierende grad og kan bioakkumuleres. Flere PAH-forbindelser er meget giftige for vannlevende organismer. Studier har også vist at flere av forbindelsene kan påvirke reproduksjon hos fisk. Det varierer hvor giftige de ulike PAH-forbindelsene er. Benzo[a]pyren antas å være en av de mest helseskadelige forbindelsene og er klassifisert som kreftfremkallende, arvestoffskadelig og reproduksjonsskadelig.

PAH kan spres både via atmosfæren og med havstrømmer over store avstander. De minst flyktige forbindelsene transporteres bundet til partikler. Forbindelser i luft avsettes i miljøet gjennom nedbør. I havet kan forbindelsene avsettes på bunnen og i sedimentene. Høye konsentrasjoner av PAH finnes i byluft og i lufta omkring enkelte typer industribedrifter, spesielt nær aluminiumsverk. Utslipp av PAH til jord skjer hovedsakelig fra kreosotimpregnert trevirke. I 2003 var det utslipp av ca 170 tonn PAH i Norge (Miljøstatus, 2007).

## 2.5. Nonylfenol/-etoksilater

Nonylfenol/-etoksilater er overflateaktive stoffer og har vært brukt i en rekke produkter, blant annet vaske- og rengjøringsmidler, bilpleiemidler og maling. Mindre mengder har også blitt brukt i plantevernmidler, kosmetikk og hygieneprodukter. Bruk av nonylfenol/-etoksilater reguleres av forskrift av 1. juni 2004 om begrensning i bruk av helse- og miljøfarlige kjemikalier og andre produkter (produktforskriften) § 2-18.

I produkter brukes det hovedsakelig nonylfenoletoksilater og oktylfenoletoksilater. Disse stoffene er hovedkilde til dannelse av nonylfenoler og oktylfenoler i miljøet. Dette skyldes at etoksilatene brytes forholdsvis lett ned til nonylfenoler og oktylfenoler som er lite nedbrytbare, bioakkumulerende og meget giftige for vannlevende organismer. Stoffene har hormonforstyrrende effekter på fisk. Hos pattedyr kan nonylfenol gi mulig fare for skade på foster og forplantningsevne.

Utslipp av nonylfenol/-etoksilater antas hovedsakelig å skje via kommunale avløp. SFT regner med at det var et samlet utslipp på ca. 169 tonn i Norge i 1995. Rengjøringsmidler og bilprodukter var antatt å være de største utslippskildene i 2003.

Innholdet av nonylfenol/-etoksilater i norsk avløpsslam er redusert med ca. 85 % i perioden 1996-97 til 2001-02 og med over 90 % siden 1989. Innholdet i norsk avløpsslam er lavere enn i mange andre land. Etter at det fra 1. januar 2002 ble forbudt å produsere, importere, omsette og bruke nonylfenol/-etoksilater i de fleste produkter, antas det at innholdet av nonylfenol/-etoksilater i norsk avløpsslam vil avta. Fra 1995 til 2003 ble totalutslippene redusert med ca. 94 %, som en sannsynligvis konsekvens av forbud mot nonylfenoler og oktylfenoler (Miljøstatus, 2007). Bruk i maling og lakkprodukter og smøreoljer er ikke omfattet av forbudet.

## 2.6. Ftalater (DEHP og DBP)

Stoffgruppen ftalater består av mange forskjellige stoffer og brukes i store mengder i produkter vi omgås til daglig. Ftalater brukes hovedsaklig som mykner i plast, særlig PVC, men brukes også som plastherdere, bindemidler til maling, lim etc., begroingshindrende maling - / og lim. Bruk av ftalater reguleres av produktforskriften § 3-12.

Myk PVC plast inneholder 30 % mykner, som ikke er kjemisk bundet i polymerer og kan derfor lekke til både luft og vann.

De ftalatene det er mest fokus på, er dietylheksylftalat (DEHP), dibetylftalat (DBP) og butylbenzylftalat (BBP). For ti år siden utgjorde DEHP over halvparten av forbruket av ftalater i Europa, men produksjon og forbruk har blitt vesentlig redusert fra 1997 til 2004. Utslipp av DEHP i Norge var anslått til å være ca. 3 tonn i 2003 mot 35 tonn i 1995 (Miljøstatus, 2007). DEHP, som er den ftalat-forbindelsen som finnes i høyest konsentrasjoner i avløpsslam, er redusert med ca. 30 % i perioden 1996-97 til 2001-02 og nærmere 70 % siden 1989, mens innholdet av DBP er redusert med over 90 % fra 1996-97 til 2001-02.

Ftalater er påvist mange steder i miljøet, blant annet i ferskvann, saltvann, avløpsvann, i luft og i organismer. Stoffene bindes til organisk materiale. Ftalater brytes forholdsvis lett ned i vann, men brytes mye saktere ned i sediment og jord. Ftalater bioakkumuleres, kan gi reproduksjonskader, er meget giftig for vannlevende organismer og kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

Selv om DEHP står oppført på Obs-listen til miljømyndighetene, er ikke stoffene blant de som skal reduseres betydelig innen 2010.

## 2.7. Bromerte flammehemmere

Bromerte flammehemmere er betegnelsen på en gruppe organiske stoffer som inneholder brom og som virker hemmende på utvikling av brann. Blant de bromerte flammehemmerne som det er analysert for i slam, finnes polybromerte difenyletere (PBDE) i høyest konsentrasjoner. Polybromerte difenyletere (PBDE) består bl.a av penta-, okta- og dekabromdifenyleter (penta-, okta- og deka-BDE). Bruk av PBDE reguleres av produktforskriften § 3-18. Andre grupper av flammehemmere som er i fokus fra miljømyndighetenes side, er polybromerte bifenyler (PBB), tetrabrombisfenol A (TBBPA) og heksabromsyklododekan (HBCDD). SFT har et forslag til forskriftsendring på høring om å forby de bromerte flammehemmerne HBCDD og TBBPA i forbrukerprodukter (SFT, 2007).

Enkelte bromerte flammehemmere er akutt giftige for vannlevende organismer. Stoffene er lite akutt giftige for mennesker, men ved gjentatt eksponering er det påvist at noen kan føre til leverskade. Det er mistanke om at enkelte bromerte flammehemmere kan gi hormonforstyrrende effekter og at de kan gi skader på nervesystemet. Det er fortsatt behov for mer kunnskap om stoffenes langtidseffekter.

Flere av de bromerte flammehemmerne har i de senere årene kommet i søkelyset fordi de er lite nedbrytbare i miljøet, kan oppkonsentreres i næringskjeden og er påvist i levende organismer og i morsmelk. Noen av stoffene har vist helse- og miljøskadelige effekter. I følge Folkehelseinstituttet økte nivået av bromerte flammehemmere i norsk morsmelk betraktelig fra 1986 til 2001. Nivåene er fremdeles lavere enn for PCB (Miljøstatus, 2007)

Det samlede norske utslippet i 2003 er grovt anslått til omlag 1-2 tonn, men det er stor usikkerhet knyttet til forbruks- og utslippsmengdene. Forbruket i 2003 var anslått til å ligge mellom 270 til 300 tonn. Utslipp av bromerte flammehemmere kan skje fra produksjon av produkter, fra produkter under bruk, gjenvinning og avfall. Man antar at funn av forhøyede nivåer i miljøet skyldes punktutslipp. Norske miljøvernmyndigheter har vedtatt en målsetning om at utslippene skal reduseres vesentlig, senest innen 2010, og fem bromerte flammehemmere er oppført på miljømyndighetenes prioritetsliste og Obs-liste.

## 2.8. Bisfenol A

Bisfenol A brukes i mange forskjellige produkter som plast, maling, lakk og lim. Stoffet brukes også i belegget på varmemfølsomt papir (for eksempel visse typer kvitteringspapir) og ved produksjon av PVC. Det årlige forbruket av bisfenol A i Norge er anslått å være ca. 60 tonn (Miljøstatus, 2007). Den bromerte flammehemmeren tetrabrombisfenol A (TBBPA) kan brytes ned til bisfenol A. Man antar at denne nedbrytingen er en kilde til forekomst av bisfenol A i miljøet.

Bisfenol A brytes forholdsvis lett ned i vann og bioakkumulerer ikke i særlig grad i organismer. Stoffet er giftig for vannlevende organismer. Stoffet er imidlertid mistenkt for å ha hormonforstyrrende og reproduksjonsskadelige effekter på dyr og mennesker.

I en risikovurdering fra EUs program for eksisterende kjemiske stoffer er den foreløpige konklusjonen at for enkelte bruksområder utgjør bisfenol A en risiko for miljøet. Dette gjelder blant annet blant annet produksjon av PVC og gjenvinning av varmemfølsomt papir.

Bisfenol A ble oppført på prioritetslisten høsten 2006 og står også på miljøvernmyndighetenes Obs-liste. SFT har et forslag til forskriftsendring på høring om å forby Bisfenol A i forbrukerprodukter (SFT, 2007).

## 2.9. Perfluoralkylstoffer (PFOS og PFOA)

Perfluorerte alkylstoffer (PFAS) er en stor gruppe kjemiske stoffer og i denne gruppen har perfluoroktanylsulfonat (PFOS) og perfluoroktylsyrer (PFOA) mest fokus fra miljømyndighetenes side. PFAS er svært utbredt i norsk natur. I en del tilfeller er nivåene omtrent som for PCB eller høyere.

Spredning av forbindelsene over store geografiske områder tyder på at stoffene slippes ut fra mange diffuse kilder. I undersøkelser fra 2003 og 2004 ble PFAS påvist i norsk miljø. Kommunale avløp og fyllinger ble identifisert som viktige kilder til utslipp. Utløp fra deponier og renseanlegg inneholdt noe PFOS-relaterte forbindelser, men også andre PFAS, spesielt PFOA. Svært grove beregninger viser at utslippene av PFCs var i størrelsesorden 18 - 22 tonn i 2002. Nyere data foreligger ikke (Miljøstatus, 2007).

PFAS er overflateaktive og veldig stabile forbindelser. For de fleste av forbindelsene har vi lite informasjon om effekter på helse og miljø. PFAS, inkludert PFOS-relaterte forbindelser, har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1950-tallet. PFAS blir ikke produsert i Norge. Stoffene brukes hovedsakelig på grunn av sine gode overflateegenskaper. De kan danne tynne hinner som hindrer spredning av brann, avdamping av flyktige forbindelser og de forbedrer produktenes vann- og smussavstøtende egenskaper. Det mest utbredte bruksområdet for PFOS har vært spesialbrannskum til å slukke brann i oljer og lignende, men er sannsynligvis ikke brukt i brannskum til privat forbruk. PFAS er og har vært brukt i impregnering, i tekstiler, i teflonbelegg og skismøring. PFOS og PFOS relaterte forbindelser er i dag forbudte stoffer i ulike produkter fra 1. juli 2007 og reguleres av produktforskriften § 2-23.

PFOS fremstilles syntetisk eller kan dannes ved nedbrytning av PFOS-relaterte forbindelser. Etter det vi kjenner til brytes ikke selve stoffet PFOS ned i naturen og vil bli værende i miljøet i svært lang tid. Stoffene er giftige, persistente, har bioakkumuleringspotensial og kan spres globalt. På sikt representerer stoffene en potensiell fare for mennesker og dyr.

PFOA har lignende egenskaper som PFOS. PFOA brytes svært sakte ned i naturen. Studier har imidlertid vist lavere bioakkumuleringspotensial for PFOA enn for PFOS. Stoffet er giftig ved gjentatt eksponering, er kreftfremkallende og har vist reproduksjonsskadelige effekter på pattedyr.

Miljømyndighetene har hatt mål om å stanse eller redusere vesentlig PFOS og andre PFOS-relaterte forbindelser, samt PFOA innen 2010. SFT har et forslag til forskriftsendring på høring om å forby PFOA i forbrukerprodukter (SFT, 2007).

## 2.10. Muskstoffer (muskxylen og muskketon)

Muskstoffer er syntetiske luktstoffer som tilsettes rengjørings- og vaskemidler, tøyvask, kosmetikk, parfym, bilvoks og gulv- og møbelpoleringsprodukter. Muskstoffer deles inn i ulike grupper, og muskxylen og muskketon er i gruppen nitromuskforbindelser.

Utslippene av muskxylen ble redusert med ca. 34 prosent fra 1995 til 2003. I 2003 var utslippet forholdsvis lite, ca. 0,6 tonn. I 2003 ble prøver av blant annet slam fra avløpsrensaneanlegg analysert i et nordisk prosjekt. Nitromuskforbindelser ble ikke funnet i de norske prøvene, og bare unntaksvis i det øvrige nordiske materialet, (Miljøstatus, 2007).

Mennesker blir hovedsakelig eksponert for stoffene gjennom kosmetiske produkter, men muskxylen er i liten grad brukt i kosmetikk de senere årene i følge Mattilsynet. Muskforbindelser når miljøet hovedsakelig gjennom utslipp fra husholdninger, tøyvask, dusjing og rengjøring. Stoffene er lite vannløselige og en stor del bindes derfor til sedimenter og slam i renseanlegg. Forskerne mener det er en sammenheng mellom funn av nitromuskforbindelser i fisk og menneskelig bruk av produkter som inneholder disse luktstoffene. Konsentrasjonene av stoffene er høyest der befolkningstettheten er størst.

Muskxylen og muskketon er meget giftig for vannlevende organismer og kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i miljøet. Muskxylen er svært bioakkumulerende og lite nedbrytbart i miljøet. Stoffet er også klassifisert som kreftfremkallende (mulig fare for kreft). Det er indikasjoner på at metabolitter som oppstår når muskxylen og muskketon brytes ned, har hormonforstyrrende effekter.

Muskxylen er oppført på myndighetenes prioritetsliste. Målsettingen er at utslippene av stoffet skal reduseres vesentlig innen år 2010. SFT har et forslag til forskriftsendring på høring om å forby muskxylen og muskketon i forbrukerprodukter (SFT, 2007).

## **3. Opplegg for undersøkelsen i 2006/07**

### **3.1. Renseanlegg som inngår i undersøkelsen**

Tabell 3 gir en oversikt over renseanleggene som er med i undersøkelsen. Renseanleggene er de samme som var med i undersøkelsen 2001/02 bortsett fra Høvringen og Gardermoen renseanlegg. De ni renseanleggene som er med på hele undersøkelsen, er blant de største i Norge og utgjør et representativt utvalg av renseanlegg for byer. Til sammen er det knyttet ca 1,5 mill. pe til de ti renseanleggene, hvilket tilsvarer ca 1/4 av Norges befolkning. Disse renseanleggene representerer til sammen ca 70 % av Norges totale slamproduksjon fra kommunale og interkommunale renseanlegg.

### **3.2. Prøvetakingsopplegg**

Det ble tatt ut fem månedsblandprøver (oktober 2006 – februar 2007) på samme sted og samme tidspunkt som i 2001/02. Åtte av anleggene har tatt alle prøvene. Ladehammeren har p.g.a. driftstans i prøvetakingsperioden ikke tatt februarprøven, og Gardermoen renseanlegg har kun tatt prøve i oktober. Av totalt 45 prøver i denne undersøkelsen er 44 prøver analysert for samtlige parametere med unntak for Gardermoen renseanlegg som kun har analysert for tilleggsparametere PFAS og muskstoff.

Prøvene ble tatt av slam så tidlig som mulig etter avvanningsprosessen men før eventuell kalktilsetning. På VEAS, der kalktilsetningen er en del av slamkondisjoneringen før kammerfilterpressene, ble prøvene tatt fra billass før ukjøring. Det ble brukt samme type prøvetakingsutstyr ved alle anleggene.



**Tabell 3. Opplysninger om renseanlegg som er med i undersøkelsen i 2006/07**

Navn	Geografisk beliggenhet	Kapasitet (pe)	Tilknyttet (pe)	Renseprosess	Fellings-kjemikalie	Slambehandlingsmetode	Industri-tilknytning
Bekkelaget	Oslo	300.000	290.000	Forfelling/simultanfelling med biologisk nitrogenrensing	Forfelling: PAX Simultanfelling: Jernsulfat (FeSO <sub>4</sub> )	Termofil anaerob stabilisering	Variert industri
Øra (FREVAR)	Fredrikstad	120.000		Primærfelling	Jernklorid (JKL)	Termofil og anaerob stabilisering	Variert industri
HIAS	Hamar/Stange	75.000	71.000	Biologisk rensing med kjemisk etterfelling	Aluminiumsulfat (ALG)	Termisk hydrolyse og anaerob stabilisering	Mye næringsmiddelindustri
Ladehammeren	Trondheim	122.000	100.000	Primærfelling	Jernklorid (JKL) + 5 % sjøvann	Pasteurisering og anaerob stabilisering	Mye næringsmiddelindustri
RA-2	Skedsmo	110.000	104.000	Biologisk nitrogenrensing og kjemisk felling	PAX-21	Kalkbehandling (Orsa)	Lite industri
TAU	Tønsberg	82.500	78.000	Primærfelling	Jernklorid (JKL)	Kalkbehandling (Orsa)	Mye næringsmiddelindustri
VEAS	Asker	700.000	540.000	Forfelling og biologisk nitrogenrensing	JKL og PAX-XL61	Biologisk hydrolyse og anaerob stabilisering. Vakuomtørking i kammerfilterpresser	Variert industri
Sandefjord	Sandefjord	65.000	55.000	Primærfelling	PAX-21	Pasteurisering og anaerob stabilisering	Variert industri
Høvringen	Trondheim	170.000	150.000	Mekanisk rensing		Pasteurisering og anaerob stabilisering	Variert industri
Gardermoen	Ullensaker	50.000		Biologisk nitrogenrensing og kjemisk felling	PAX-18	Termofil anaerob stabilisering	Lufthavn

### 3.3. Prøvehåndtering og analyser

Alle anleggene fikk utlevert en prøvetakingsprosedyre som beskrev faren for kontaminering av prøvene og hvordan dette skulle forhindres. Fra analyselaboratoriet fikk de også tilsendt likt prøvetakingsutstyr som skulle benyttes til uttak av prøvene. Utstyret besto av kjølebag med fryseelementer, prøvetakingssskje 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 rengjøring.

Delprøver til månedsblandprøvene ble tatt med utlevert måleskje av metall og var på ca. 30 ml / 30 g, og månedsblandprøven skulle ikke overstige ett kilo. Delprøvene ble samlet opp i én stor prøvepose (rilsanpose). Prøvene ble konservert ved nedfrysning. Månedsblandprøven ble sendt i frossen tilstand i kjølebag til Eurofins BUVA i Drammen som homogeniserte, delte ned prøven og videresendte prøver til respektive laboratorier for analyse. Månedsblandprøven for oktober fra alle anleggene skulle i tillegg analyseres for PFAS, muskstoffer og kationiske tensider. Sistnevnte foreligger det ingen analyseresultat for.

Etter en tilbudskonkurransse mellom ALControl, NILU, AnalyCen og Eurofins (tidligere Miljø-Kjemi) ble Eurofins valgt til analyselaboratorium. Kriteriene for utvelgelsen var pris, kvalitetssikring og kompetanse. Eurofins har brukt det tyske laboratoriet GfA som underleverandør for analyse av PBDE. De prøvene som skulle analyseres for PFAS, muskstoffer og kationiske tensider, ble sendt til NILU for analyse.

For noen av stoffene har det ikke eksistert standardiserte og definerte analysemetoder for slam, men man har likevel valgt å prøve om det lar seg gjennomføre. Kationiske tensider skulle analyseres for henholdsvis disteanyldimetylammoniumklorid (DSDMAC), ditalgdimetylammoniumklorid (DTDMAC) og di(hydrogenert talg)-dimetylammoniumklorid (DHTDMAC) hver for seg. NILU tok på seg oppgaven, men å analysere på enkelte kationiske tensider i slam viste seg å være en svært vanskelig oppgave. Det foreligger derfor ingen analyseresultater av kationiske tensider.

Analysemetodene i 2006/07 skulle være sammenliknbare med metodene i 2001/02. For flere av parametrene ble det analysert for flere undergrupper. Disse er gjengitt i vedlegget Tabell 14 til 16.

### 3.4. Vurdering av usikkerheter

Det er ulike typer usikkerhet forbundet med undersøkelser av organiske miljøgifter og som i sum kan bli stor. Selv om prøvetakingen skjer omhyggelig, er en del forbindelser flyktige og kan lett forsvinne fra prøven. Prøvene gjennomgår på laboratoriet en omfattende forbehandling som også kan medføre endringer i prøvens innhold av organiske forbindelser. Ettersom det er så små mengder av disse stoffene i prøven, skal det lite til for å få store utslag i analyseresultatene. Der det er kjent har man oppgitt usikkerheten knyttet til selve analysen, se Tabell 4. Analyseusikkerhetene fra undersøkelsen i 1996/97 og 2001/02 er også vist i Tabell 4. KM-Lab var i 1996/97 ikke akkreditert for analyser av ftalater og LAS, og derfor har man ikke eksakte tall for denne parameteren.

**Tabell 4. Analyseusikkerhet samt deteksjonsgrenser som er oppgitt av laboratoriene i undersøkelsene 1996/97, 2001/02 og i denne undersøkelsen**

Parameter	1996/97		2001/02		2006/07	
	Analyseusikkerhet (%)	Deteksjonsgrenser (mg/kg TS)	Analyseusikkerhet (%)	Deteksjonsgrenser (mg/kg TS)	Analyseusikkerhet (%)	Deteksjonsgrenser
PAH	13-69	0,1	12	0,01 - 0,4	12	0,01-0,02 mg/kg TS
Nonylfenol-/etoksilater	34	1	15	0,1 - 10	15	0,1-0,2 mg/kg TS
Ftalater	ca 30	1	12	0,1	12	0,1mg/kg TS
PBDE	-	-	-	-		0,02-0,5 µg/kg TS
LAS	ca 30	1	10	5	15	5 mg/kg TS
Bisfenol A	-	-	-	-	15	5 µg/kg TS

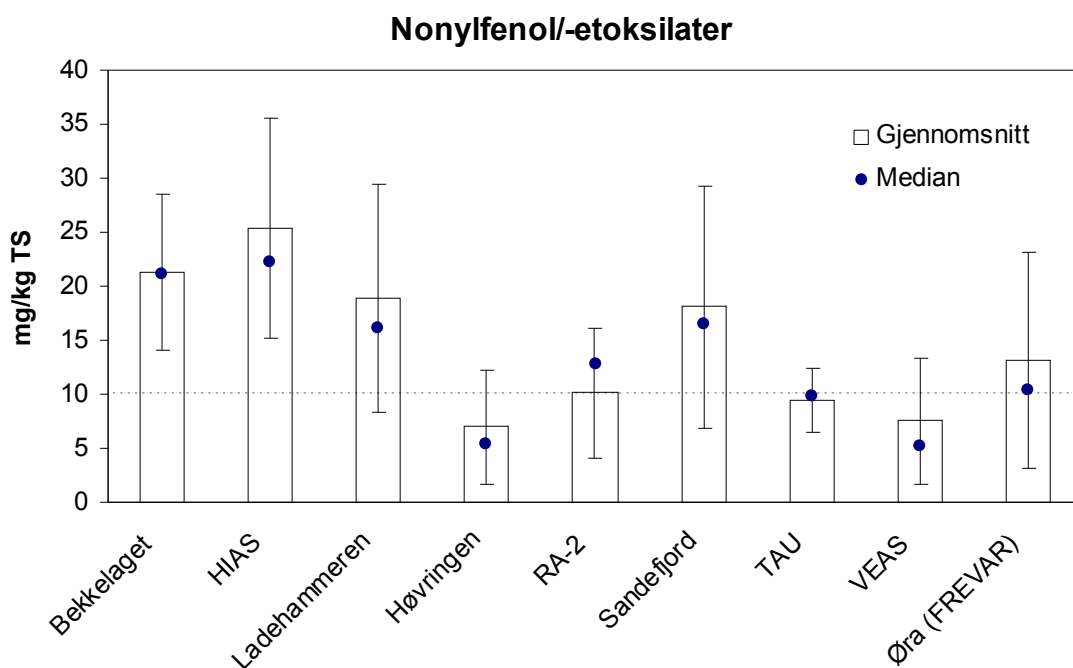
## **4. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07 sammenliknet med tidligere undersøkelser i 1996/97 og 2001/02**

### **4.1. Nonylfenol/-etoksilater**

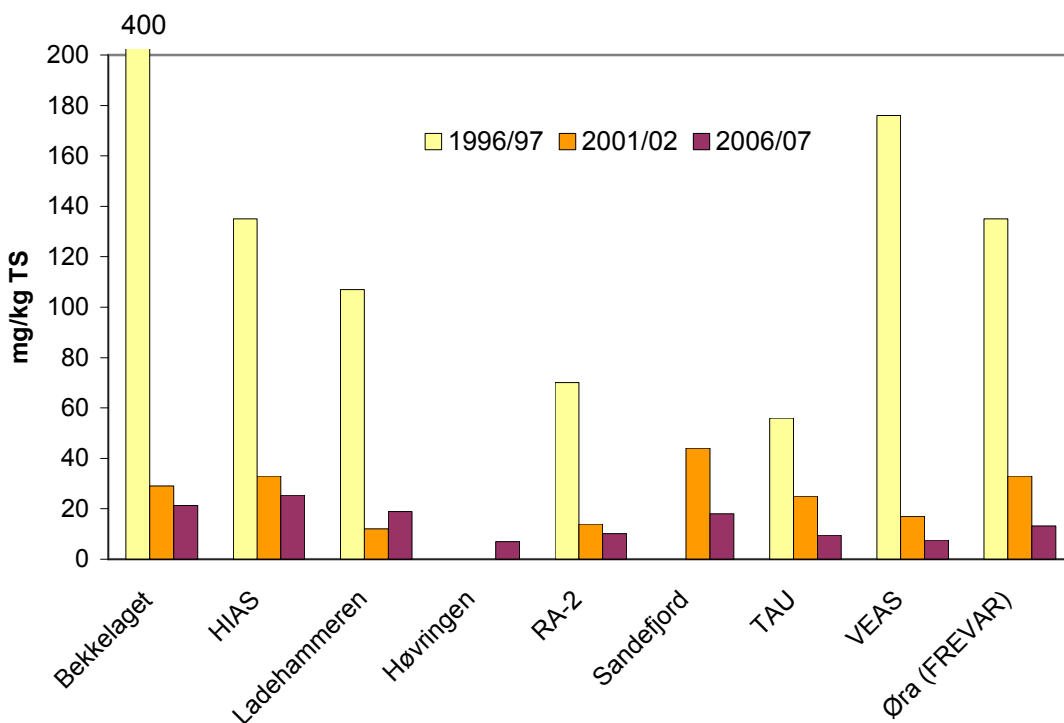
Summen av nonylfenol og nonylfenoletoksilater (NPE) varierte fra 2 til 41 mg/kg TS i de 44 slamprøvene (Figur 1). Medianverdien var 13,3 mg/kg TS, og middelveidien var 14,5 mg/kg TS. Det er foreslått en grenseverdi på 50 mg/kg TS i utkastet til nytt EU-direktiv. Sverige har også en grenseverdi på 50 mg/kg TS, mens den danske avskjæringsverdien er 10 mg/kg TS. Det er ingen prøver som hadde høyere innhold av nonylfenol/-etoksilater enn den foreslåtte EU-grensen. Av de 44 prøvene var det 27 som har høyere innhold av NPE enn gjeldende dansk avskjæringsverdi. Det var stor variasjon av innhold NPE mellom månedsprøvene på hvert enkelt anlegg og variasjonskoeffisienten (CV = standardavvik i prosent av middelveidie) var under 50 % på Bekkelaget, HIAS og TAU. De andre anleggene hadde CV over 50 % og opp til 77 % (Figur 1).

Nonylfenol ble funnet i samtlige slamprøver. Innholdet i enkeltprøvene varierte fra 1,4 til 27 mg/kg TS, median 5 mg/kg TS og middelveidie 6,6 mg/kg TS. Nonylfenolmonoetoksilater er også funnet i samtlige prøver med unntak av én prøve. Innholdet varierte fra 1 til 27 mg/kg TS, med medianverdi på 6,4 mg/kg TS og middelveidie på 7,8 mg/kg TS. Nonylfenol-dietoksilater er derimot bare påvist sikkert i ti av de 44 slamprøvene. Innholdet i enkeltprøvene varierte fra <0,01 til 6 mg/kg TS og middelveidien var på 0,4 mg/kg TS. Analyseresultater under deteksjonsgrensen satt til 0.

Sammenligner vi innholdet av nonylfenol/-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 middelveidien har gått ned 85% (se Figur 2). Det har vært en vesentlig reduksjon av NPE fra 2001/02 til 2005/06, medianverdien har gått ned 45 % og middelveidien har gått ned 42 %. Det kan se ut som effekten av utfasingen av nonylfenol/-etoksilater likevel hadde den største virkningen før 2001/02, selv om denne undersøkelsen viser en fortsatt nedgang. Man kunne forvente en enda større reduksjon på grunn av at forbudet for disse stoffene kom først i 2002. Verdier fra tilsvarende undersøkelser de siste årene er vist i Tabell 5, og her ser man at innholdet av nonylfenol/ -etoksilater i norsk slam er på vei nedover og at det nærmer seg innholdet i dansk slam.



**Figur 1. Middelerdi, median og standardavvik for nonylfenol/-etoksilater i fem månedsblandprøver av slam i 2006/07. Stiplet linje er dansk "afskæringsværdi" på 10 mg/kgTS.**



**Figur 2. Midlere innhold av nonylfenol/-etoksilater i norsk slam i 1996/97 og i 2001/02 sammenliknet med 2006/07.**

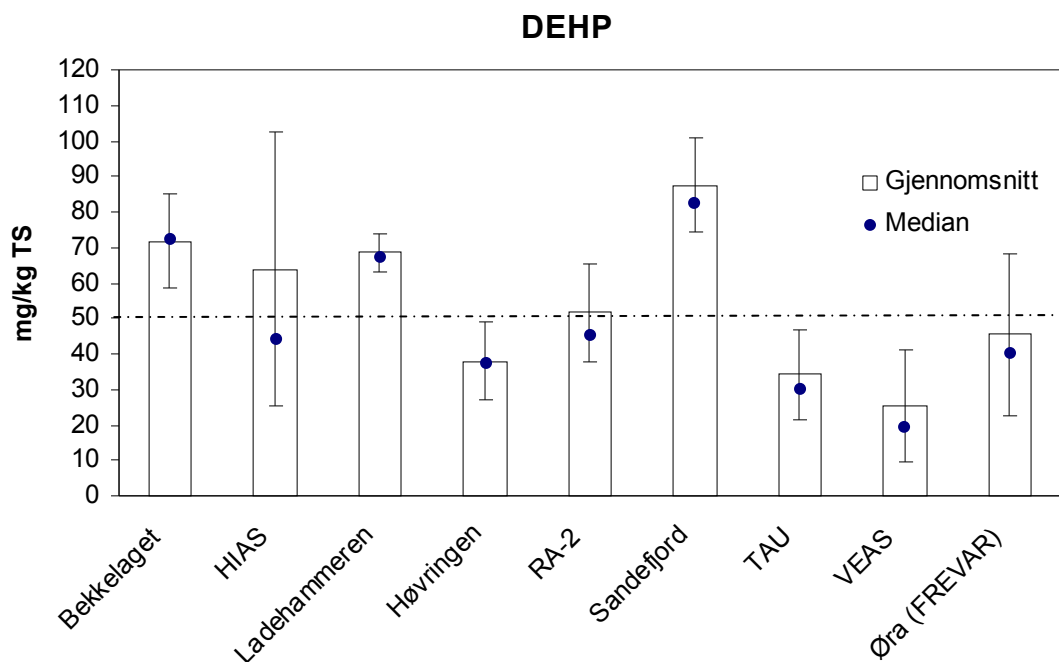
**Tabell 5. Konsentrasjoner av nonylfenol/-etoksilater i slam fra undersøkelser de siste 14 årene (mg/kg TS).**

Land	År	Antall prøver	Variasjonsområde	Median	Referanser
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	89	19	25 - 2298	189	Vigerust, 1989
Norge	96-97	36	22 - 650	136	Paulsrud et al., 1997
Norge	00-01	9	8,6 - 99	55	Brevik, 2001
Norge	01-02	40	6,3 - 59	25	Nedland, 2002
Norge	06-07	44	2 - 41	13	Denne undersøkelsen

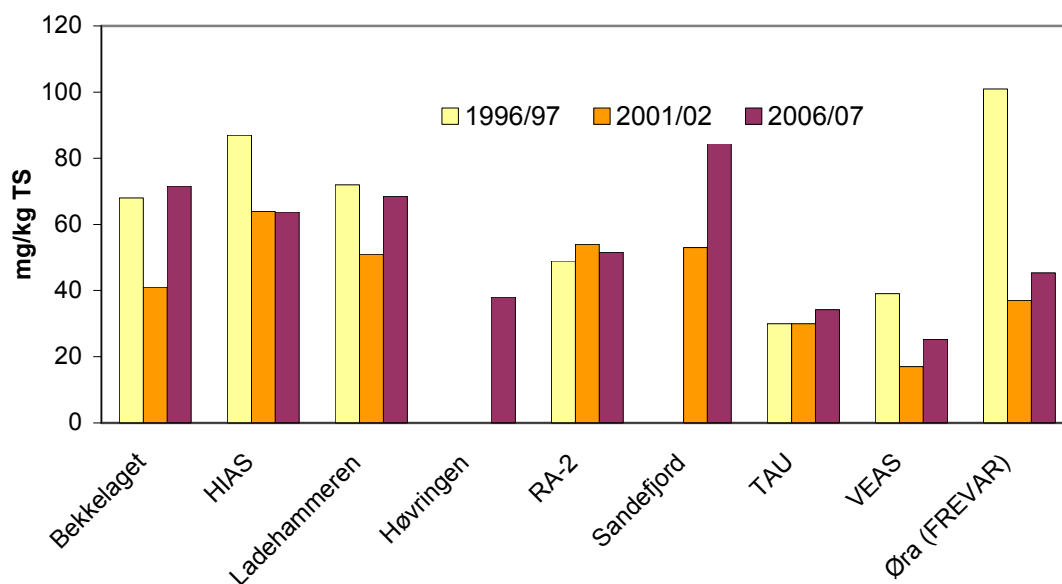
## 4.2. Ftalater

Dietylheksylftalat (DEHP) ble funnet i samtlige slamprøver. Innholdet i enkeltprøvene varierte fra 15 til 130 mg/kg TS, med medianverdi og middelværdi på henholdsvis 52 og 54 mg/kg TS, (se Tabell 6). Det har vært økning av innholdet av i DEHP slam fra 2001/02 til 2006/07, men innholdet er likevel under nivået 1996/97 for de fleste renseanleggene (se Figur 3). Innholdet av DEHP varierer relativt lite mellom de ulike månedsprøvene på hvert enkelt renseanlegg. Det er kun HIAS, VEAS og Øra som har en variasjonskoeffisient på over 50 % (se Figur 3). HIAS fikk en topp i februarprøven, hvor innholdet av DEHP var på 130 mg/kg, noe som er den høyeste verdien for DEHP i denne undersøkelsen. Den danske avskjæringsverdien er på 50 mg/kg TS og hele 23 av de 44 prøvene har høyere innhold av DEHP enn den danske avskjæringsverdien. EU har ikke foreslått grenseverdi for DEHP.

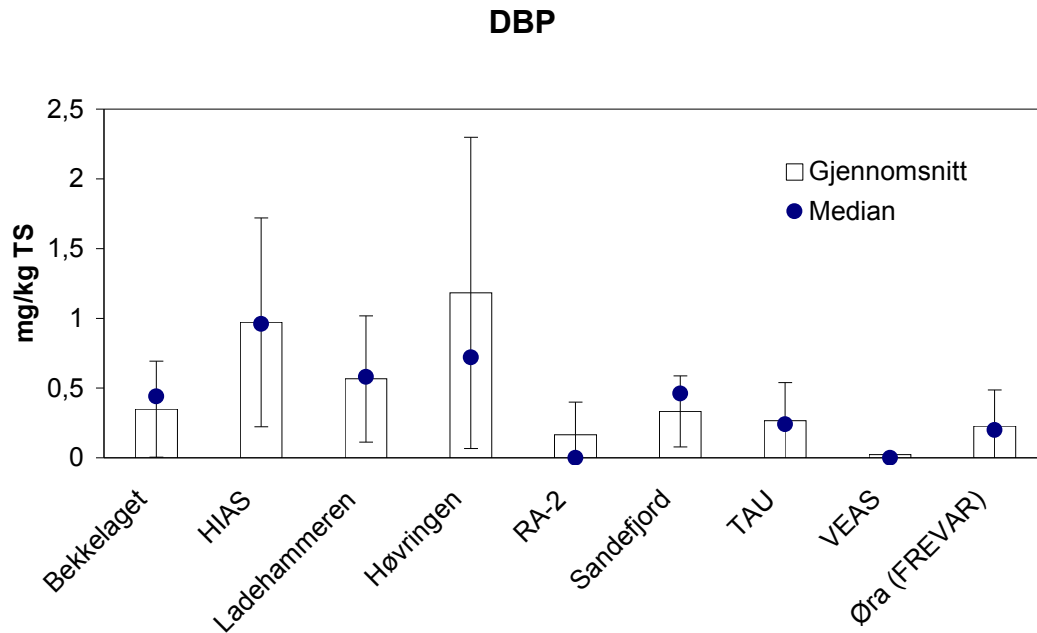
Di-n-butylftalat (DBP) er kun funnet i 27 av de 44 prøvene, med variasjonsområde fra <0,1 til 2,9 mg/kg TS, medianverdi på 0,3 mg/kg TS og middelværdi på 0,5 mg/kg TS. Verdier under deteksjonsgrensene er satt til 0. Det er stor variasjon mellom månedsprøvene ved hvert anlegg, opp mot 100 %. Grunnen til dette er blant annet at innholdet av DBP i slam er ned mot deteksjonsgrensen. DBP er på det samme nivået som undersøkelsen i 2001/02 som hadde en medianverdi på 0,3 mg/kg TS og middelværdi på 0,6 mg/kg TS. Det er ikke foreslått noen grenseverdi for DBP i slam i noe europeisk land.



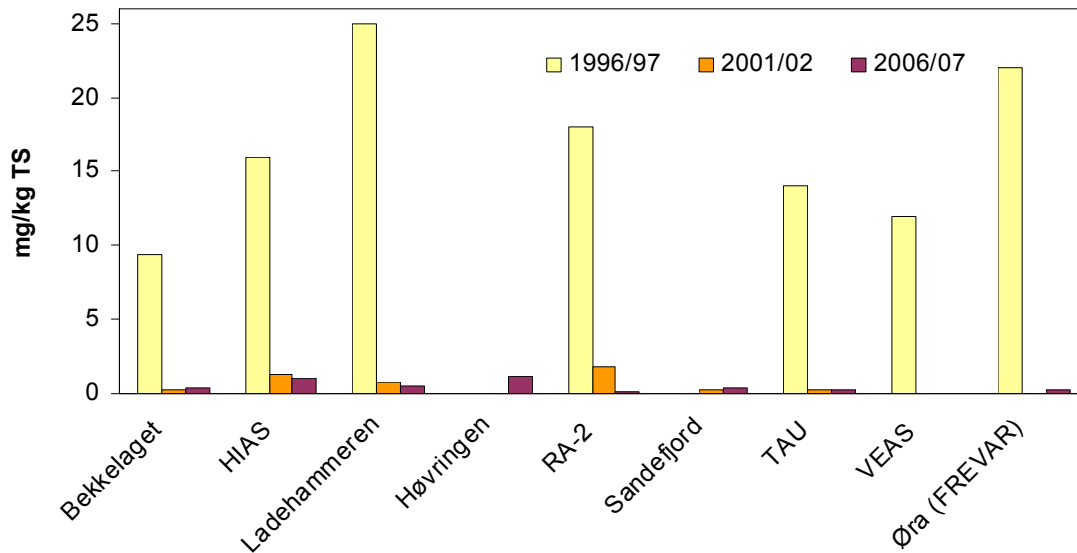
**Figur 3. Gjennomsnittlig innhold av DEHP i norsk slam i 1996/97 og i 2001/02 sammenliknet med 2006/07. Stiplet linje er dansk "afskæringsværdi" på 50 mg/kg TS.**



**Figur 4. Middelerdi, median og standardavvik for DEHP i fem månedsblandprøver av slam i 2006/07**



**Figur 5. Middelerdi, median og standardavvik for DBP i fem månedsblandprøver av slam fra 2006/07.**



**Figur 6. Midlere innhold av DBP i norsk slam i 1996/97 og i 2001/02 sammenliknet med 2006/7.**



**Tabell 6. 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	Brevik, 2001
Norge	01-02	40	13 - 120	43	Nedland 2002
Norge	06-07	44	15-130	52	Denne undersøkelsen

### 4.3. 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 det danske Miljøministeriet angir. I denne undersøkelsen og undersøkelsene i 2001/02 ble det brukt den danske metoden. Resultatene fra LAS-analysene i undersøkelsen i 2006/07 og 2001/02 kan derfor sammenlignes, men ikke med analyseresultatene fra undersøkelsen i 1996/97.

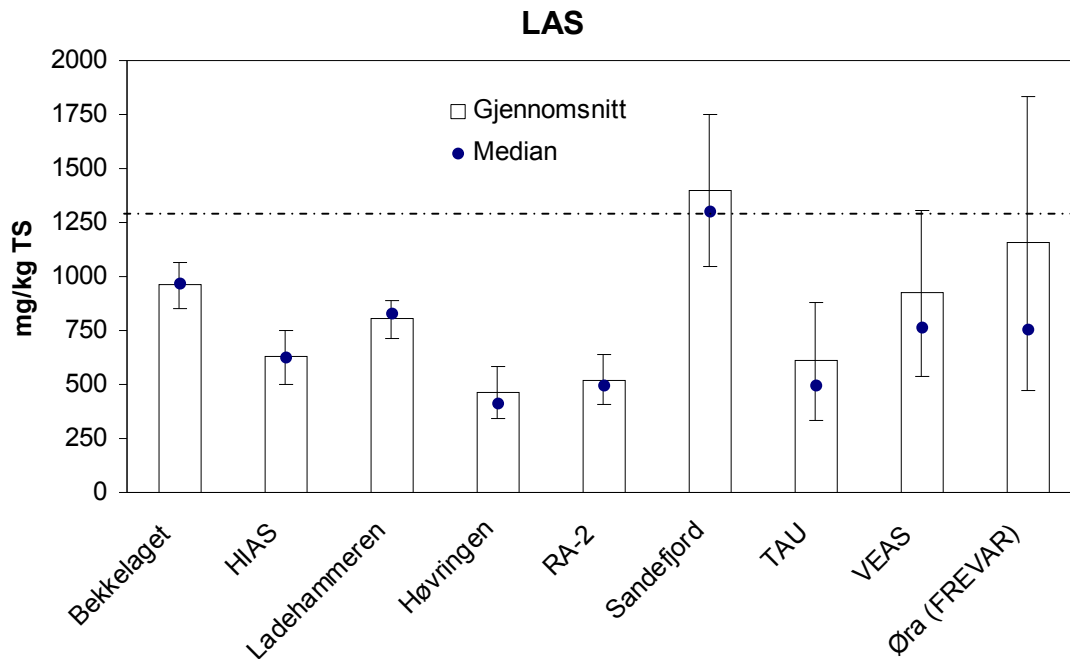
Det ble funnet LAS i samtlige 44 slamprøver, varierende fra 400 til 2200 mg/kg TS, med middelvei på 830 mg/kg TS og medianverdi på 735 mg/kg TS. Det var seks av månedsprøvene som hadde høyere innhold enn den danske avskjæringsverdien på 1300 mg/kg TS. Renseanleggene Sandefjord, VEAS og Øra hadde enkelte månedsprøver over den danske grenseverdien. Generelt hadde Sandefjord høyere konsentrasjon av LAS enn de andre renseanleggene, og det hadde Sandefjord også i undersøkelsen fra 2001/02.

LAS har blitt redusert med 37 % sammenliknet med 2001/02 undersøkelsen, men innholdet er ennå litt høyere enn nivået i Danmark. Hvis man sammenlikner resultatene fra screeningundersøkelsen (Nedland og Paulsrud, 2006) med denne undersøkelsen, er det store forskjeller i innhold av LAS (se Tabell 7).

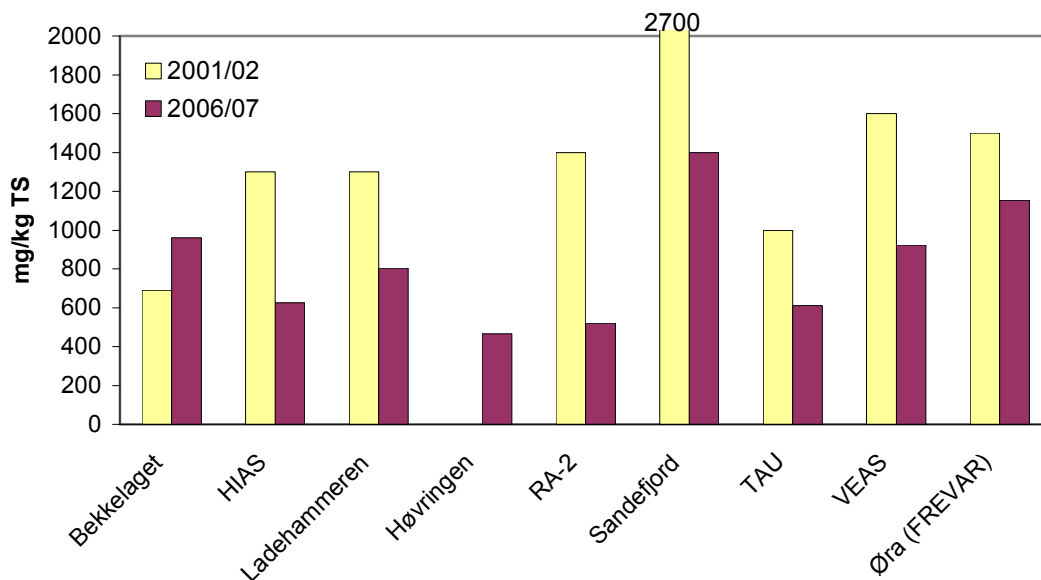
Screeningundersøkelsen viste svært lave verdier. Denne undersøkelsen og undersøkelsen fra 2001/02 hadde LAS konsentrasjoner mellom 10 og 20 ganger mer enn innholdet fra screeningundersøkelsen. En forklaring kan være at prøvene i screeningundersøkelsen er fra andre renseanlegg og at de representerer tre dagsprøver av slam i juli og ikke en samlet månedsprøve. En mer sannsynlig forklaring på forskjellen er ulike analyse- og oppslutningsmetoder ved de to laboratoriene som har vært brukt, siden det foreløpig ikke eksisterer en fullt ut standardisert metode for denne parameteren i slam.

LAS er den forbindelsen som er funnet i størst konsentrasjon i avløpsslam. Innholdet av LAS i norsk avløpsslam er betydelig lavere enn det som er funnet bl.a. i Tyskland, Sveits og Storbritannia, men noe høyere enn nivåene som er målt i Danmark. I Tabell 7 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 rensanleggene i denne undersøkelsen har aerob slambehandling.



**Figur 7. Middelerdi, median og standardavvik for LAS i månedsblandprøver av slam i 2006/07. Den stiplede linjen representerer dansk "afskjæringsverdi" på 1300 mg/kg TS. EUs foreslåtte grenseverdi er på 5000 mg/kg TS**



**Figur 8. Sammenlikning av midlere innhold av LAS i norsk slam i 2001/02 og 2006/07**

**Tabell 7. Konsentrasjoner av LAS i slam fra undersøkelser de siste årene (mg/kg TS).**

Land	År	Type slambehandling	Antall anlegg	Variasjons-område	Median	Referanser
Tyskland	-	Anaerob stabilis.	8	1 600 – 11 800	-	Jones & Northcott, 2000
Tyskland	-	Aerob stabilisering	10	182 – 432	-	
Italia	-	Anaerob stabilis.	1	11 500 – 14 000	-	
Spania	-	Anaerob stabilis.	3	12 100 – 17 800	-	
Spania	-	Ikke behandlet	2	400 – 700	-	
Sveits	-	Anaerob stabilis.	10	2 900 – 11 900	-	
Storbritannia	-	Anaerob stabilis.	5	9 300-18 800	-	Kristiansen et al., 1996
Danmark	93-94	Varierende	6	200 – 4640	455	
Danmark	95	Varierende	20	11 – 16 100	530	
Norge	00-01	Varierende	9	480 – 2 000	1300	Brevik, 2001
Norge	01-02	Anaerob stabilis./ kalkbehandling	8	570 – 3 200	1400	Nedland, 2002
Norge	2006	Anaerob stabilis./ kalkbehandling/ termisk tørking	4	26 – 85*		Nedland og Paulsrud, 2006
Norge	06-07	Anaerob stabilis./ kalkbehandling	9	400 - 2 200	735	Denne undersøkelsen

\* Dette er svært lave konsentrasjoner og er nok ikke reelle. Analysemetoden er den samme som for denne undersøkelsen, men det er bruk forskjellige laboratorier.

#### 4.4. PAH

Det ble funnet PAH i alle 44 prøvene, og sum PAH (16 stk.) hadde en middelvei på 2 mg/kg TS, som er likt med undersøkelsen i 2001/02 hvor middelveien var 2,1 mg/kg TS i 2001/2002. I 1996/97 undersøkelsen var middelveien på 6,1 mg/kg TS. PAH varierte mellom 0,5 mg/kg TS og 5 mg/kg TS for alle prøvene i denne undersøkelsen. Innholdet av PAH i slam fra denne undersøkelsen er sammenliknbare og i samme området som slam fra screeningundersøkelsen (Nedland og Paulsrud, 2006) hvor det ble tatt 12 prøver fra fire rensanlegg i juli 2006 (se Tabell 8). Variasjonen mellom månedsprøvene per anlegg var relativt liten bortsett fra VEAS og Øra som hadde variasjonskoeffisient på over 50 %, (se Figur 9 og Figur 10). Resultatene for de enkelte PAH - forbindelsen står oppført i vedlegget Tabell 15.

Ingen av prøvene hadde høyere verdi enn forslaget til grenseverdi i utkastet til nytt EU-direktiv (6 mg/kg TS for 10 PAH forbindelser) og ingen hadde høyere innhold enn den danske grenseverdien og den svenske grenseverdien på 3 mg/kg TS på henholdsvis 10 og 6 PAH forbindelser. Det er da tatt hensyn til de PAH forbindelsene grenseverdiene er relatert til.

De mest forekommende PAH-forbindelsene i de 44 slamprøvene fra 2006/07 er fenantren > naftalen > pyren > fluoren > fluoranten > acenaften > krysen/trifenylen > benzo(b+j+k)-

fluoranten > antracenen > benzo(g,h,i)perylene > benzo(a)antracenen > benzo(a)pyren > indeno(1,2,3-cd)pyren > dibenzo(a,h)antracenen > acenaftylene

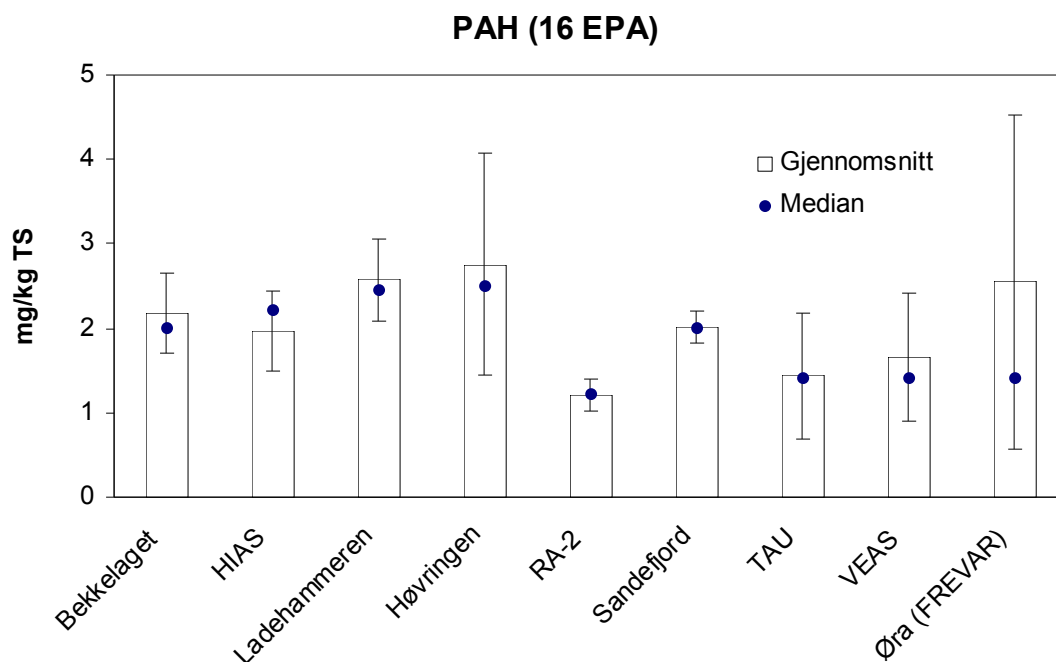
De åtte første forbindelsene har høyere middelvei enn 0,1 mg/kg TS i de 44 prøvene, de sju neste middelveier mellom 0,03 og 0,1 mg/kg TS. I kanadisk slam fra 1993-94 (WEAO, 2001) er de mest forekommende forbindelsene: fenantren > naftalen > benzo(a)antracenen > pyren > fluoranten > benzo(b)fluoranten > fluoren > asenaftalen > benzo(a)pyren > benzo(g,h,i)perylene > indeno(1,2,3-cd)pyren > antracenen > asenaften > dibenzo(a,h)antracenen. Rekkefølgen er nokså lik, bortsett fra at det synes å være mer benzo(a)antracenen i kanadisk enn i norsk slam.

I dansk slam var konsentrasjonene stort sett under 3 mg/kg TS for sum av 9 PAH-forbindelser (Madsen et al., 1997). I Tabell 8 er det vist verdier av PAH i slam fra ulike undersøkelser. Norsk slam ligger i det nedre området når vi sammenligner PAH-innhold i slam med undersøkelser fra andre land.

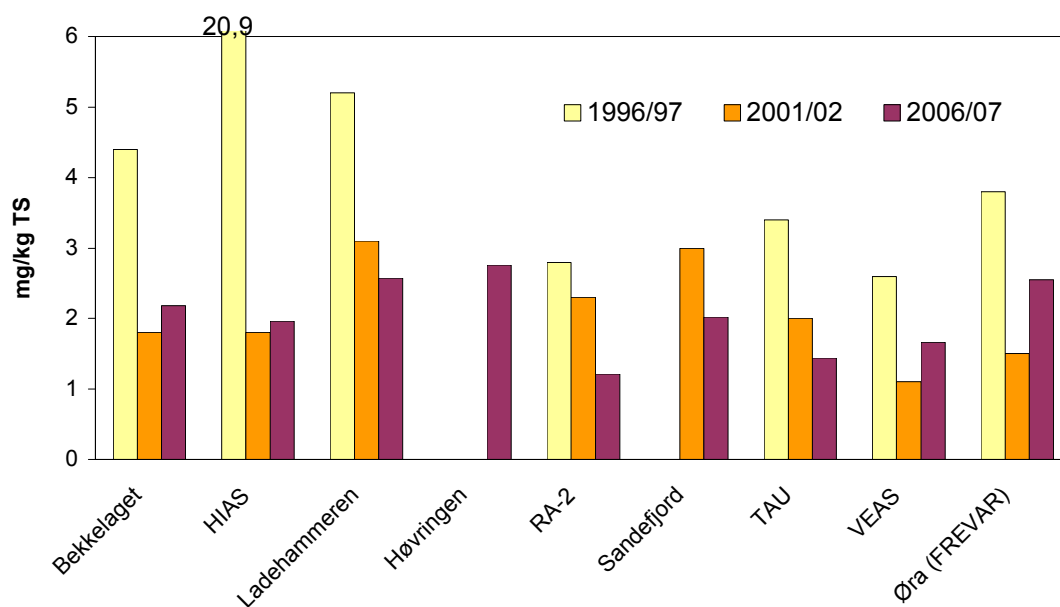
**Tabell 8. Konsentrasjoner av sum PAH i slam fra undersøkelser de siste 20 årene (mg/kg TS). (Verdier under deteksjonsgrensen er satt til 0 ved beregning av middelveier).**

Land	År	Antall prøver	Variasjon	Median	Middel	Referanse
Canada	80-85	15	-	24	-	WEAO, 2001
Canada	87	34	-	17	-	
Canada	93-94	11	-	11	-	
Norge	89	19	<1,0 - 24 <sup>1</sup>	<1,0	-	Vigerust, 1989
Sverige	89-91	27	24 - 199 <sup>2</sup>	-	-	Naturvårdsverket, 1992
Sverige	93	23	<0,3 - 4,9 <sup>2</sup>	-	-	Naturvårdsverket, 1995
Danmark	93-94	9	0,42 - 2,4 <sup>3</sup>	-	-	Kristensen et al., 1996
Danmark	95	20	<0,01 - 8,5 <sup>3</sup>	-	-	
Tyskland	94	124	0,4 - 12,8 <sup>2</sup>	-	-	UMK-AG, 2000
Tyskland	96	88	0,25 - 16,3 <sup>3</sup>	-	-	
Norge	96-97	36	0,7 - 30 <sup>3</sup>	3,9	6,1	Paulsrud et al., 1997
Norge	00-01	9	0,41 - 1,5 <sup>3</sup>	1,3	1,1	Brevik, 2001
Norge	01-02	40	0,59 - 3,3 <sup>1</sup> 0,17 - 1,4 <sup>2</sup> 0,86 - 4,3 <sup>3</sup>	1,4 0,44 1,8	1,5 0,51 2,1	Nedland, 2002
Norge	2006	12	0,62 - 3,7 <sup>3</sup>			Nedland og Paulsrud, 2006
Norge	06-07	44	0,33 - 4,0 <sup>1</sup> 0,08 - 0,9 <sup>2</sup> 0,44 - 5,0 <sup>3</sup>	1,4 0,52 1,9	1,5 0,5 2,0	Denne undersøkelsen

<sup>1</sup> 10 PAH-forbindelser, <sup>2</sup> 6 PAH-forbindelser, <sup>3</sup> 16 PAH-forbindelser



**Figur 9. Middelerdi, median og standardavvik for 16 PAH-forbindelser i fem månedsblandprøver av slam i 2006/07.**



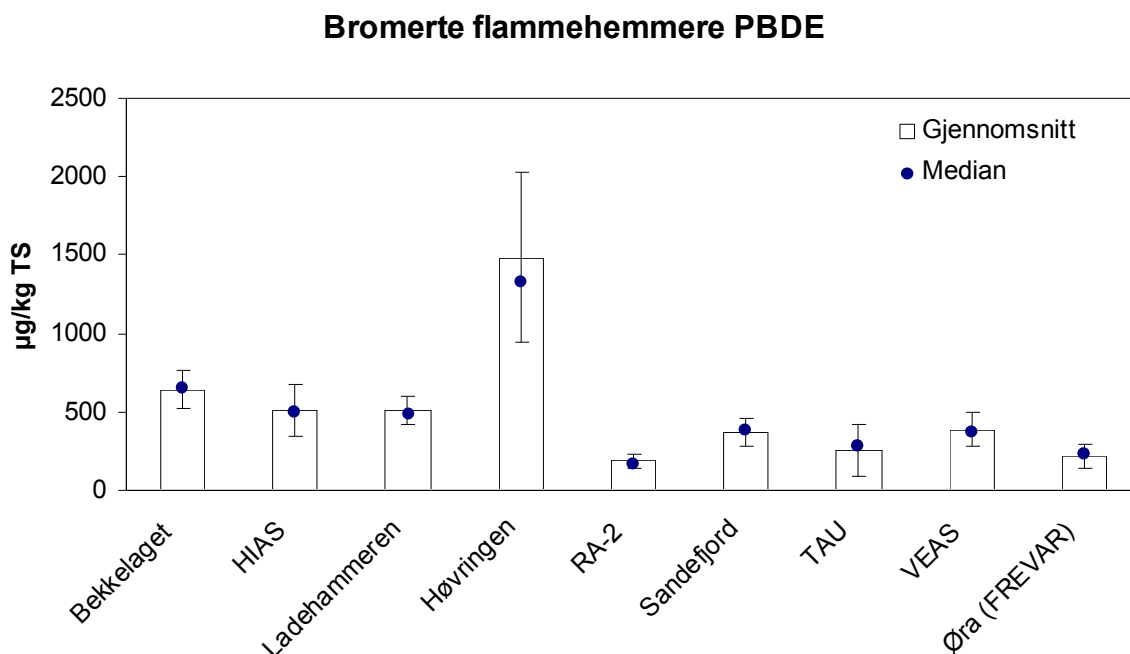
**Figur 10. Middelerdi for sum av 16 PAH-forbindelser for renseanleggene i undersøkelsen i 1996/97 og 2001/02 sammenlignet med 2006/07.**

#### 4.5. Bromerte flammehemmere (PBDE)

Innholdet av bromerte flammehemmere har ikke vært kartlagt i de tidligere undersøkelsene i 1996/97 og 2001/02, så sammenligningsgrunnlaget er mangelfullt. Resultatene fra de forskjellige PBDE forbindelsene står oppført i vedlegget (Tabell 16). Det ble funnet PBDE i alle prøvene, med en middsverdi på 510 µg/kg TS og en median på 400 µg/kg TS. Innholdet varierte mellom 40 og 2220 µg/kg TS. Analyseresultater av de enkelte PBDE under deteksjonsgrensen er satt til 0.

Variasjonen mellom månedsprøvene ved hvert anlegg er relativt liten bortsett fra Høvringen som har en variasjonskoeffisient på over 60 %, Det skyldes én prøve (oktober) som var på 2220 µg/kg TS. Høvringen renseanlegg har høyest innhold av polybromerte flammehemmere i denne undersøkelsen, og bidraget skyldes et relativt høyt innhold av DecaBDE-209. Til sammenlikning med screeningundersøkelsen i 2006 med 12 enkeltanalyser fra fire anlegg (Nedland og Paulsrud, 2006) er middsverdien i denne undersøkelsen fem ganger høyere. Innholdet av bromerte flammehemmere i denne undersøkelsen er likevel ikke spesielt høyt i forhold til andre norsk og svenske undersøkelser. Fordi det kan være ulike typer og dermed sum av ulikt antall bromerte flammehemmere bak de forskjellige analysene, er ikke tallene like lett å sammenlikne. I denne undersøkelsen er det 28 ulike bromerte bifenyleter som det er analysert for (se Vedlegg Tabell 13 og Tabell 16).

Dersom man ser bak totalsummene for PBDE er det **decabrombifenyleter** BDE-209 som finnes i høyest konsentrasjon, deretter summen av **nonabrombifenyleter** hvor BDE-207 står for ca halvparten av nona-gruppen. **Pentabrombifenyleter** med BDE-99 og **tetra-**brombifenyleter med BDE- 47 og sum av **oktabrombifenyleter** er deretter de stoffene som gir bidrag til totalsummen av PBDE.



**Figur 11. Middsverdi, median og standardavvik for PBDE i fem månedsblandprøver av slam i 2006/07.**

**Tabell 9. Konsentrasjoner av bromerte flammehemmere i slam fra undersøkelser de siste årene ( $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ )**

Land	Grupper av PDBE	År	Antall prøver	Variasjon	Median	Middel	Referanse
Sverige		1999			190		Hellström, 2000
Sverige	5 BDE <sup>1</sup>	2001	50	18-260		130	Naturvårdsverket, 2002
Sverige	BDE-207	2001	50	5,6-1000		120	Naturvårdsverket, 2002
Norge		2004	4			707	Fjeld et al., 2005
Norge	Anlegg fra Mjøsområdet	2005		1593 - 20335			Snilsberg et al., 2005
Norge	11 BDE <sup>2</sup>	2006	12	< 5 – 385	11	78	Nedland og Paulsrud, 2006
Norge	28 BDE <sup>3</sup>	2006/07	44	40 – 2219	401	506	Denne undersøkelsen
Norge	5 BDE <sup>1</sup>	2006/07	44	2 – 87	39	42	Denne undersøkelsen
Norge	BDE-207	2006/07	44	2 – 185	16	30	Denne undersøkelsen

<sup>1</sup>) Sum 5 BDE-: 47, 99, 100, 153, 154

<sup>2</sup>) Sum 11 BDE-: 28, 47, 99, 100, 138, 153, 154, 183, 190, summen av Oktabromerte difenyleter og 209

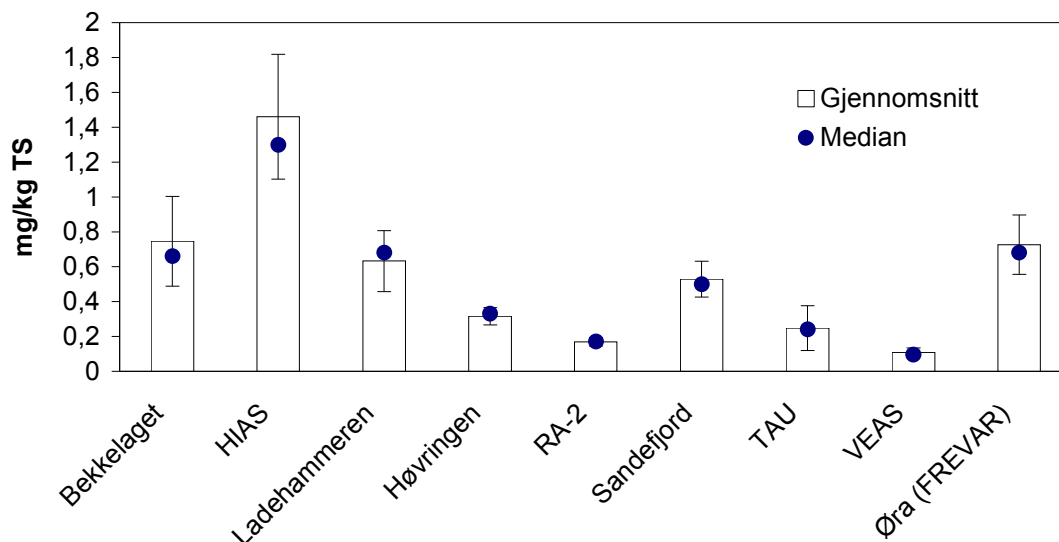
<sup>3</sup>) Sum 28 BDE-: 17, 28, 37, 75, 49, 71, 47, 66, 77, 100, 119, 99, 85, 126, 154, 153, 138, 183, 190, 203, 207, 209 og summen av andre tri-, tetra-, penta-, hexa-, hepta-, octa- og nona- bromerte difenyleter

#### 4.6. Bisfenol A

Det ble funnet bisfenol A i alle prøvene og middelværdien var på 0,55 mg/kg TS og median på 0,45 mg/kg TS. Variasjonen mellom de ulike månedsprøvene per anlegg var relativt lav bortsett fra TAU som har en variasjonskoeffisient på litt over 50 %. HIAS er det renseanlegget med høyest konsentrasjon av bisfenol A i denne undersøkelsen, (se Figur 12).

Bisfenol A er et stoff som ikke har vært analysert i de forrige kartleggingsundersøkelsene, så sammenlikningsgrunnlaget er mangelfullt. Resultatene fra denne undersøkelsen ligger på det samme nivå som andre liknede undersøkelser fra de siste årene både i Sverige og i Norge, se Tabell 10.

## Bisfenol A



**Figur 12. Middelerdi, median og standardavvik for bisfenol A i fem månedsblandprøver av slam fra 2006/07.**

**Tabell 10. Konsentrasjoner av bisfenol A i slam fra undersøkelser de siste årene (mg/kg TS)**

Land	År	Antall prøver	Variasjon	Median	Middel	Referanse
Sverige	2003/04				7	Naturvårdsverket, 2006
Norge Anlegg fra Mjøsområdet	2003/04	14	0,08-1,1	0,34	0,41	Snilsberg et al., 2005
Norge	2006	12	0,6 - 3,2		1,4	Nedland og Paulsrud, 2006
Norge	2006/07	44	0,1 - 2,1	0,45	0,55	Denne undersøkelsen

### 4.7. Perfluoralkylstoffer (PFAS)

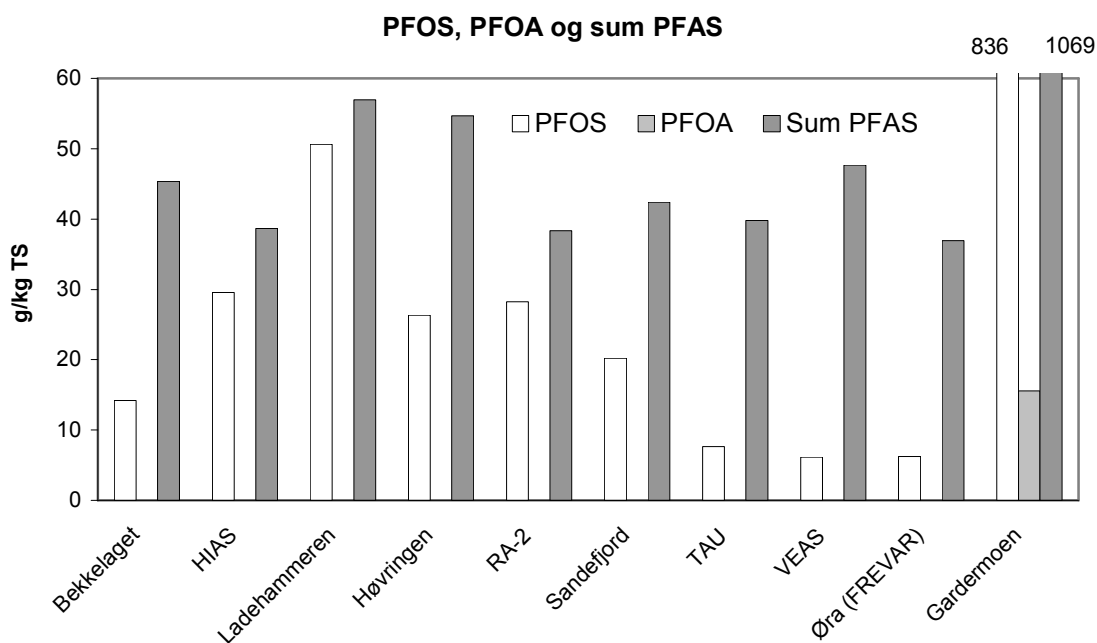
Det ble funnet perfluorerte alkylstoffer (PFAS) i alle ti månedsblandprøver fra oktober. Det var kun oktoberprøven som var analysert for dette stoffet. PFAS representerer en stor gruppe stoffer og i denne undersøkelsen har vi analysert for 6:2 FTS, PFOSA, PFBS, PFHxS, PFOS, PFDcS, PFBA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDcA, PFUnA. I denne undersøkelsen er det PFAS, 6:2 FTS, PFDcS og PFHpA som bidrar mest til totalinnholdet av PFAS, se tabell 11.

Fire av de tretten stoffene ble ikke detektert i noen av slamprøvene, det gjelder PFBS, PFBA, PFUnA og PFHxA. Det var kun funn av PFOA i én slamprøve og den er fra Gardermoen rensanlegg. PFNA og PFDcA ble detektert i små mengder i henholdsvis to prøver, hvor prøven fra Gardermoen var den ene. 6:2 FTS ble detektert i tre prøver, men i prøven fra



Gardermoen var konsentrasjonen relativ høy, 100 µg/kg TS. PFNA og PFDcA ble funnet i tre prøver men i kun lave konsentrasjoner. PFOS var det stoffet med høyest konsentrasjon av alle typer PFAS som det var analysert for. Slam fra Bekkelaget og VEAS dominerte PFDcS og PFHpA og slam fra Øra, PFHpA. Slam fra Gardermoen hadde svært høyt innhold av PFOS i forhold til de andre slamprøvene, med en konsentrasjon på 800 µg/kg TS, se Figur 13. Dette skyldes sannsynligvis tilførsel av brannskumrester fra brannøvelser på Oslo lufthavn. Det forventes en betydelig reduksjon i tiden framover fordi myndighetene våren 2007 besluttet at PFOS i brannslukningsutstyr er forbudt og skal trekkes tilbake.

Hvis man utelater resultatene på slam fra Gardermoen, var midlere innhold av PFAS 45 µg/kg TS og med median 42 µg/kg TS. Når det gjelder PFOS er middelverdien, med unntak av slam fra Gardermoen, 21 µg/kg TS.



**Figur 13. Midlere innhold av PFOS, PFOA og summen av PFAS i en månedsblandprøve fra ti renseanlegg.**

**Tabell 11. Innhold av PFAS forbindelser i en månedsblandprøve av slam fra ti renseanlegg (mg/kg TS)**

Renseanlegg	6:2FTS	PFOSA	PFHxS	PFOS	PFDcS	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDcA	Sum PFAS
Bekkelaget		2		14	29					<b>45</b>
HIAS		0,5		30	9					<b>39</b>
Ladehammeren		1	0,3	51	6					<b>57</b>
Høvringen		0,4	0,2	26	2	25				<b>55</b>
RA-2		1	1	28	8					<b>38</b>
Sandefjord		1	0,2	20	9				12	<b>42</b>
TAU		0,4	0,1	8	4					<b>40</b>
VEAS	1	1	0,2	6	15			4		<b>48</b>
Øra (FREVAR)	1	1		6	14	15				<b>37</b>
Gardermoen	113	6	16	836	47		16	20	15	<b>1069</b>

#### 4.8. Muskstoffer (muskxylen og muskketon)

Det ble funnet muskketon i slam fra åtte av ti renseanlegg. Middelerdien for det analyserte slammet er på 27 µg/kg TS og medianverdi på 29 µg/kg TS. Prøvene som hadde analyseresultat under deteksjonsgrensen er satt til 0. Det ble kun funnet muskxylen i en slamprøve (se Tabell 12).

Det er lite referanselitteratur på muskketon og muskxylen i slam, og det er også stor grad av usikkerhet knyttet til analyse av disse stoffene i slam. Analysemetodikken for slam er ikke standardisert og er under utvikling.

**Tabell 12. Innhold av muskketon og muskxylen i slam fra ti renseanlegg fra én månedsblandprøve (mg/kg TS)**

Renseanlegg	Muskketon	Muskxylen
Bekkelaget	23	
HIAS	30	39
Ladehammeren	39	
Høvringen	-	
RA-2	51	
Sandefjord	-	
TAU	28	
VEAS	20	
Øra (FREVAR)	38	
Gardermoen	38	

## 5. Referanser

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.

Brevik, 2001: Status for innhold av organiske miljøgifter i slam fra Drammensregionen. BUVA-rapport 26/01 Buskerud Vann og Avløpssekt AS Drammen

Erhardt, W. & Prüss, A., 2001: Organic Contaminants in Sewage Sludge for Agriculture Use. UMEG. European Commission, Joint Research Centre, Ispra.

EU, 2003: Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council of spreading of sludge on land, Brussels, 30. April 2003

Fjeld E et. al 2005: Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter i 2004. Bromerte flammehemmere perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. SFT TA 2096/2005.

Fries GF., 1996: Ingestion of sludge applied organic chemicals by animals. Sci Total Environ. 185:93–108.

Hellström, T., 2000, Bromerade flamskyddsmedel (PBDE och PBB) i slam – ett problem? VAV M113, april 2000. VAV, Stockholm.

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 Miljøprojekt 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.

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. Paper presented at the Speciality Conference on Management and Fate of Toxic Organics in Sludge Applied to Land, Copenhagen, 30. April - 2. May

Miljø-Kjemi, 1996: Miljøfremmede stoffer. Analysemuligheter. Kurs nr. 96.304, 30.10.96, Norsk Miljøsektor, Oslo.

Miljøstatus, 2007: <http://www.miljostatus.no>

Naturvårdsverket 1990: Slam från kommunala avloppsreningsverk. Allmänna råd 90:13 Statens Naturvårdsverk, Solna, Sverige

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.

Nedland K.T., 2002: Organiske miljøgifter i norsk avløpslam. Resultater fra en ny undersøkelse i 2001-02. Aquateam rapport 02-018. O-01031.

Nedland K. T. og Paulsrud B., 2006 Screeningundersøkelse av metaller og organiske forurensninger i slam fra fire norske renseanlegg, Aquateam rapport 06-031. O-06072.

NORVAR, 2005: Svarbrev fra LD - vedr §10 i Gjødselforskriften, 18. mars 2005, <http://www.norvar.no/content/view/full/11545>

Paulsrud, B., Nedland, K.T. og Wien, A., 1997: Organiske miljøgifter i norsk avløpslam. SFT-Rapport 97:25. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

SFT, 2007: Høringsbrev om å forby bruk av miljøgifter i produkter rettet mot private forbrukere med frist 1. september 2007.

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.

Snilsberg, P., Eggen, T, Fjeld E. Schlabach, M., 2005: Vurdering av bromerte flammehemmere til Mjøsa fra deponier, kommunale renseanlegg og elver. SFT TA 2104/2005

UMK-AG 2000 Abschlussebericht "Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen, Massnahmenplan" Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz "Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen, Massnahmenplan", Tyskland

Vigerust, E., 1989: Organiske mikroforurensninger i kloakkslam fra norske renseanlegg. Foreløpig rapport til Statens forurensningstilsyn, Oslo.

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.

## Vedlegg Analyseresultater – tabell 13-16

**Tabell 13 I denne undersøkelsen er følgende bromerte flammehemmere, polybromerte bifenyleter, analysert:**

<b>Polybromerte bifenyleter forbindelser</b>	
<b>TriBDE</b>	<b>HexaBDE</b>
2,2',4-TriBDE (BDE-17)	2,2',4,4',5,6'-HexaBDE (BDE-154)
2,4,4'-TriBDE (BDE-28)	2,2',4,4',5,5'-HexaBDE (BDE-153)
3,4',4-TriBDE (BDE-37)	2,2',3,4,4',5'-HexaBDE (BDE-138)
Andre TriBDE	Andre HexaBDE
<b>TetraBDE</b>	<b>HeptaBDE</b>
2,4,4',6-TetraBDE (BDE-75)	2,2',3',4,4',5,6'-HeptaBDE (BDE-183)
2,2',4,5'-TetraBDE (BDE-49)	2,3,3',4,4',5,6-HeptaBDE (BDE-190)
2,3',4',6-TetraBDE (BDE-71)	Andre HeptaBDE
2,2',4,4'-TetraBDE (BDE-47)	<b>OctaBDE</b>
2,3',4,4'-TetraBDE (BDE-66)	2,2',3,4,4',5,5',6-OctaBDE (BDE-203)
3,3',4,4'-TetraBDE (BDE-77)	Andre OctaBDE
Andre TetraBDE	<b>NonaBDE</b>
<b>PentaBDE</b>	2,2',3,3',4,4',5,6,6'-NonaBDE (BDE207)
2,2',4,4',6-PentaBDE (BDE-100)	Andre nonaBDE
2,3',4,4',6-PentaBDE (BDE-119)	<b>DecaBDE</b>
2,2',4,4',5-PentaBDE (BDE-99)	DecaBDE (BDE-209)
2,2',3,4,4'-PentaBDE (BDE-85)	
3,3',4,4',5-PentaBDE (BDE-126)	
Andre PentaBDE	

**Tabell 14 Analyseresultater fra undersøkelsen 2006/07**

Renseanlegg	Måned	PAH	NPE	Bisfenol A	DBP	DEHP	PBDE	LAS	Muskxylen	Muskketon	PFOS	PFOA	PFAS
		mg/kg TS							µg /kg TS				
Bekkelaget	Oktober	1,8	32	0,56	<0,1	75	0,56	1 100	<37	23	14	<7	45
	November	1,9	21,2	0,66	0,79	72	0,65	990					
	Desember	2	14	0,63	0,44	70	0,82	960					
	Januar	3	15,4	0,68	0,51	52	0,70	800					
	Februar	2,2	24,1	1,2	<0,1	89	0,49	960					
HIAS	Oktober	1,4	41	1,3	0,6	65	0,78	470	39	30	30	<11	39
	November	2,2	22,2	1,3	2	37	0,38	620					
	Desember	1,5	16,6	1,3	0,96	44	0,36	580					
	Januar	2,4	17,4	1,3	1,3	43	0,49	640					
	Februar	2,3	29,7	2,1	<0,1	130	0,53	820					
Ladehammeren	Oktober	2,2	34	0,62	<0,1	76	0,62	840	<24	39	51	<9	57
	November	2,2	17	0,74	1,1	64	0,43	810					
	Desember	3,2	15,3	0,78	0,51	67	0,44	880					
	Januar	2,7	9,2	0,39	0,65	67	0,54	680					
	Februar	-	-	-	-	-	-	-					
Høvringen	Oktober	2,7	16,1	0,37	2,9	52	2,22	680					
	November	2	5,3	0,33	1,6	37	1,87	400	<28	<27	26	<7	55
	Desember	1,6	3,8	0,3	0,72	30	0,96	410					
	Januar	2,5	3,0	0,24	0,69	25	1,33	430					
	Februar	5	6,7	0,34	<0,1	46	1,04	410					
RA-2	Oktober	1,5	15	0,14	<0,1	62	0,22	500	<30	51	28	<9	38
	November	1,2	12,7	0,17	<0,1	42	0,25	460					
	Desember	0,95	2	0,2	0,35	45	0,15	490					
	Januar	1,2	5,6	0,15	0,48	39	0,17	430					
	Februar	1,2	15,2	0,18	<0,1	70	0,15	720					

Renseanlegg	Måned	PAH	NP+NPE	Bisfenol A	DBP	DEHP	PBDE	LAS	Muskxylen	Musketon	PFOS	PFOA	PFAS
		mg/kg TS							µg /kg TS				
Sandefjord	Oktober	1,9	35,6	0,45	0,13	81	0,42	1 400	<37	<35	20	<9	42
	November	2,3	16,5	0,56	0,47	76	0,29	1 100					
	Desember	1,8	5,2	0,5	0,6	89	0,39	1 300					
	Januar	2	13,1	0,44	0,46	82	0,48	1 200					
	Februar	2,1	20	0,69	<0,1	110	0,26	2 000					
TAU	Oktober	1,4	13,2	0,14	<0,1	27	0,28	480	<25	28	8	<10	40
	November	0,99	9,9	0,24	0,54	24	0,04	490					
	Desember	0,5	7,1	0,25	0,24	30	0,45	490					
	Januar	1,9	6	0,15	0,55	34	0,15	490					
	Februar	2,4	11,4	0,46	<0,1	56	0,36	1 100					
VEAS	Oktober	3	17,9	0,09	<0,1	19	0,37	760	<18	20	6	<4	48
	November	1,5	5,2	0,14	<0,1	22	0,51	1 600					
	Desember	1,3	4,47	0,13	0,11	15	0,47	750					
	Januar	1,1	4,2	0,10	<0,1	17	0,22	650					
	Februar	1,4	6,1	0,09	<0,1	53	0,36	860					
Øra (FREVAR)	Oktober	1,4	30	0,68	<0,1	64	0,26	650	<30	38	6	<9	37
	November	1,2	10,3	0,88	0,32	19	0,15	750					
	Desember	0,76	4,4	0,57	0,62	31	0,13	670					
	Januar	4,8	7,9	0,57	0,2	40	0,30	1 500					
	Februar	4,6	13,3	0,93	<0,1	73	0,24	2200					
Gardermoen	Oktober								<29	38	836	16	1069

<b>Median</b>		1,9	13,3	0,46	0,34	52	0,40	735	-	34	23	-	44
<b>Middel</b>		2,03	14,5	0,55	0,45	54	0,51	830	-	33	103	-	147
<b>Maks.</b>		5	41	2,1	2,9	130	2,22	2200	39	51	836	16	1069
<b>Min.</b>		0,5	2	0,09	<0,1	15	0,04	400	<17	20	6	<4	37

**Tabell 15 Analyseresultater fra de enkelte PAH forbindelsene i 2006/07**

Renseanlegg	Måned	Naft- alen	Acen- aftylen	Acen- aften	Fluo- ren	Fenan- tren	Antra- cen	Fluor- anten	Pyren	Benzo (a) antracen	Krysten / trif- enylene	Benzon (b+j+k) fluora- nten	Benzo (a) pyren	Indeno (1,2,3- cd)	Dibenzo (a,h)	benzo (g,h,i) perylene
mg/kg TS																
Bekkelaget	Oktober	0,20	<0,01	<0,05	0,18	0,37	0,04	0,24	0,27	0,10	0,15	0,10	0,06	0,04	<0,01	0,07
	November	<0,02	<0,02	<0,02	0,14	0,41	0,04	0,20	0,33	0,10	0,12	0,19	0,08	<0,01	0,08	0,17
	Desember	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	0,71	0,11	0,22	0,39	0,08	0,13	0,14	0,06	0,05	0,07	0,06
	Januar	0,40	<0,01	0,23	0,44	0,65	0,06	0,21	0,38	0,07	0,14	0,18	0,05	0,02	0,05	0,11
	Februar	0,32	<0,01	0,09	0,22	0,38	0,05	0,19	0,32	0,07	0,11	0,14	0,06	0,03	<0,01	0,21
HIAS	Oktober	0,19	<0,01	<0,03	0,08	0,31	0,05	0,14	0,20	0,05	0,05	0,11	0,10	<0,02	<0,01	0,14
	November	<0,02	<0,02	<0,02	0,13	0,42	0,13	0,32	0,41	0,14	0,19	0,19	0,09	0,03	<0,01	0,17
	Desember	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,43	0,14	0,23	0,27	0,10	0,15	0,09	0,06	<0,02	<0,02	0,07
	Januar	0,44	<0,01	0,29	0,33	0,41	0,08	0,22	0,24	0,04	0,09	0,21	0,06	<0,01	<0,01	<0,010
	Februar	0,26	<0,01	0,32	0,23	0,30	0,05	0,25	0,30	0,07	0,10	0,09	0,12	0,03	0,02	0,19
Ladehammeren	Oktober	0,23	<0,01	0,06	0,25	0,50	0,06	0,21	0,31	0,07	0,10	0,11	0,10	0,06	0,02	0,11
	November	<0,02	<0,02	<0,01	0,28	0,65	0,06	0,25	0,48	0,14	0,15	0,03	0,01	0,05	0,02	0,11
	Desember	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	1,00	0,18	0,34	0,62	0,22	0,30	0,20	0,10	0,05	0,04	0,11
	Januar	0,29	0,02	0,04	0,34	0,59	0,11	0,22	0,37	0,11	0,19	0,24	0,09	0,05	<0,01	0,06
	Februar	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Høvringen	Oktober	0,26	<0,02	0,05	0,24	0,48	0,06	0,35	0,45	0,13	0,20	0,18	0,11	0,06	0,01	0,12
	November	<0,02	<0,01	<0,02	0,42	0,40	0,04	0,23	0,27	0,11	0,14	0,21	0,14	0,04	0,01	0,03
	Desember	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	0,30	0,05	0,28	0,32	0,09	0,18	0,13	0,11	0,04	<0,02	0,07
	Januar	0,26	<0,01	0,20	0,33	0,34	0,06	0,32	0,39	0,10	0,15	0,17	0,06	0,05	<0,01	0,02
	Februar	0,65	0,03	0,47	0,96	1,20	0,07	0,39	0,54	0,10	0,15	0,22	0,10	0,05	<0,01	0,08
RA-2	Oktober	0,22	<0,01	0,44	0,12	0,26	0,02	0,08	0,14	0,04	0,06	0,05	0,03	<0,02	<0,02	0,09
	November	<0,02	<0,01	<0,01	0,15	0,31	0,10	0,09	0,19	0,05	0,09	0,06	0,07	0,03	0,03	0,04
	Desember	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,28	0,08	0,13	0,12	0,06	0,10	0,05	0,03	0,03	<0,02	0,03
	Januar	0,36	<0,01	0,05	0,13	0,21	0,04	0,10	0,15	0,02	0,05	0,06	0,03	0,02	<0,01	0,01
	Februar	0,31	0,09	0,13	0,09	0,17	0,03	0,10	0,14	<0,01	0,02	0,03	0,03	0,01	<0,01	0,02



**Tabell 15 fortsatt. Analyseresultater fra de enkelte PAH forbindelsene i 2006/07. Konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg TS**

Renseanlegg	Måned	Naftalen	Acen-aftylene	Acena-ften	Fluo-ren	Fenan-tren	Antra-cen	Fluor-anten	Pyren	Benzo (a) antracen	Krysten/trifenylen	Benzon (b+j+k) fluora-nten	Benzo (a) pyren	Indeno (1,2,3-cd)	Dibenzo (a,h)	Benzo (g,h,i) perylen
mg/kg TS																
Sandefjord	Oktober	0,16	0,03	0,12	0,14	0,37	0,04	0,22	0,24	0,06	0,12	0,16	0,06	0,04	0,04	0,05
	November	<0,02	<0,01	<0,02	0,14	1,20	0,08	0,17	0,21	0,05	0,10	0,10	0,05	0,04	0,03	0,16
	Desember	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,44	0,08	0,25	0,30	0,12	0,24	0,22	0,07	<0,01	<0,02	0,07
	Januar	0,33	<0,01	0,18	0,20	0,37	0,05	0,17	0,24	0,05	0,13	0,16	0,06	0,04	<0,01	0,07
	Februar	0,29	<0,01	0,21	0,14	0,39	0,04	0,22	0,28	0,04	0,09	0,10	0,04	0,03	<0,01	0,20
TAU	Oktober	0,39	<0,02	0,07	0,22	0,19	0,02	0,08	0,17	0,04	0,06	0,06	0,01	0,01	0,02	0,04
	November	<0,02	<0,01	<0,02	0,22	0,22	0,04	0,11	0,15	0,03	0,07	0,05	0,03	0,01	<0,02	0,02
	Desember	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,23	0,06	0,02	0,02	<0,05	0,05	0,02	0,01	<0,02	<0,01	0,02
	Januar	0,58	<0,01	0,26	0,33	0,30	0,03	0,10	0,14	0,03	0,06	0,06	0,06	<0,01	<0,01	0,02
	Februar	1,20	<0,01	0,01	0,26	0,41	0,05	0,11	0,16	0,05	0,01	0,07	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
VEAS	Oktober	0,06	<0,01	0,04	0,06	0,32	0,72	0,48	0,46	0,19	0,21	0,22	0,13	0,04	0,02	0,09
	November	<0,02	<0,01	<0,01	0,10	0,26	0,05	0,35	0,43	0,08	0,18	0,03	0,02	<0,01	0,02	0,01
	Desember	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,21	0,06	0,26	0,25	0,11	0,13	0,16	0,07	0,04	0,02	<0,02
	Januar	0,07	0,01	0,02	0,09	0,20	0,05	0,16	0,19	0,05	0,07	0,14	0,04	0,02	<0,01	0,01
	Februar	<0,02	<0,01	0,01	0,05	0,19	0,06	0,26	0,26	0,09	0,13	0,14	0,06	0,02	<0,01	0,13
Øra (FREVAR)	Oktober	0,26	<0,01	0,05	0,17	0,31	0,06	0,12	0,14	0,05	0,07	0,04	0,06	<0,02	0,06	<0,02
	November	<0,02	<0,01	<0,01	0,16	0,33	0,06	0,15	0,21	0,06	0,08	0,02	<0,01	<0,01	0,08	0,07
	Desember	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,27	0,08	0,09	0,11	0,02	0,04	0,07	0,02	<0,01	<0,01	<0,02
	Januar	0,53	<0,01	0,18	0,54	1,20	0,60	0,43	0,43	0,15	0,25	0,23	0,09	0,04	0,04	0,03
	Februar	0,55	0,01	0,46	0,63	1,10	0,37	0,42	0,42	0,09	0,20	0,14	0,08	0,03	<0,01	0,18

**Tabell 16 Analyseresultater fra de enkelte PBDE forbindelsene i 2006/07. Konsentrasjonen er oppgitt i mg /kg TS**

		TriBDE				TetraBDE						
		BDE-17	BDE-28	BDE-37	Andre TriBDE	BDE-75	BDE-49	BDE-71	BDE-47	BDE-66	BDE-77	Andre TetraBDE
		µg /kg TS										
Bekkelaget	Oktober	0,86	0,55	0,02	0,15	0,04	8,2	0,03	29	0,73	<0,02	0,19
	November	0,94	0,58	<0,004	0,08	<0,004	8,39	<0,004	28,5	0,72	<0,004	0,18
	Desember	0,24	0,31	0,06	ND	0,02	0,61	0,05	14,5	0,44	<0,01	0,16
	Januar	0,64	0,49	<0,02	ND	<0,02	7,91	<0,02	23,8	0,54	<0,02	0,15
	Februar	0,52	0,42	0,02	ND	<0,03	5,57	<0,03	23,8	<0,82	<0,05	0,13
HIAS	Oktober	0,39	0,57	0,06	0,07	0,05	1,21	0,14	34,1	0,91	<0,02	0,41
	November	0,32	0,52	<0,005	ND	<0,005	0,96	0,14	26,6	0,76	<0,005	0,007
	Desember	0,3	0,47	0,05	ND	0,03	0,93	0,08	25,6	0,78	0,01	0,35
	Januar	0,32	0,5	<0,02	ND	<0,02	0,84	0,12	27,9	0,78	<0,02	ND
	Februar	0,28	0,49	0,05	0,03	<0,03	0,76	0,07	28,7	0,9	<0,05	0,79
Høvringen	Oktober	0,2	0,39	0,05	0,11	0,02	0,47	0,05	17,2	0,52	<0,02	0,17
	November	0,15	0,26	<0,004	0,08	ND	0,4	0,05	13,1	0,35	<0,004	0,21
	Desember	0,1	0,19	0,02	ND	0,01	0,28	0,03	8,51	0,26	<0,02	0,1
	Januar	0,07	0,18	<0,02	ND	<0,02	0,25	<0,02	10,3	0,25	<0,02	ND
	Februar	0,07	0,15	<0,02	0,43	<0,03	0,16	<0,03	6,84	0,17	<0,05	0,12
Ladehammeren	Oktober	0,16	0,31	0,03	0,04	0,02	0,57	0,05	15	0,41	0,07	0,16
	November	<0,003	0,25	<0,003	0,14	ND	0,46	0,04	11,9	0,32	<0,003	0,05
	Desember	1,12	0,52	<0,01	0,14	0,04	10,7	<0,01	27,8	0,76	<0,01	0,41
	Januar	0,13	0,26	<0,02	ND	<0,02	0,38	<0,02	15,7	0,34	<0,02	ND
	Februar	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RA-2	Oktober	0,18	0,27	0,03	0,24	0,02	0,45	0,09	15,2	0,37	<0,02	0,21
	November	0,16	0,25	<0,004	0,09	ND	0,39	0,07	12,4	0,33	<0,004	0,2
	Desember	0,15	0,22	0,02	ND	0,02	0,36	0,06	11,8	0,32	<0,01	0,18
	Januar	0,12	0,2	<0,02	ND	>0,02	0,27	<0,02	10,8	0,24	<0,02	ND
	Februar	0,14	0,26	0,02	ND	<0,03	0,37	0,05	15,7	0,61	<0,03	ND

		TriBDE				TetraBDE						
		BDE-17	BDE-28	BDE-37	Andre TriBDE	BDE-75	BDE-49	BDE-71	BDE-47	BDE-66	BDE-77	Andre TetraBDE
		µg /kg TS										
Sandefjord	Oktober	0,43	0,56	0,04	0,06	0,04	1,19	0,08	31,7	0,87	<0,02	0,34
	November	<0,02	0,41	<0,004	0,28	ND	0,89	0,06	21	0,63	<0,004	0,35
	Desember	0,38	0,42	0,04	ND	0,03	0,99	0,07	21	0,73	<0,01	0,28
	Januar	0,26	0,41	<0,02	ND	<0,02	0,76	<0,02	20,2	0,56	<0,02	0,06
	Februar	0,17	0,27	0,02	ND	<0,03	0,44	0,03	13,3	0,48	<0,03	ND
TAU	Oktober	0,08	0,16	0,01	ND	<0,02	0,3	0,03	9,95	0,23	<0,02	0,11
	November	0,1	0,15	<0,004	ND	ND	0,3	<0,03	9,13	0,19	<0,004	0,17
	Desember	0,1	0,15	0,01	ND	0,01	0,3	0,04	8,82	0,28	<0,01	0,02
	Januar	0,05	0,14	<0,02	ND	<0,02	0,22	<0,02	8,4	0,21	<0,02	ND
	Februar	0,08	0,15	0,02	ND	0,03	0,2	<0,03	9,48	0,31	<0,03	ND
VEAS	Oktober	0,24	0,31	0,03	0,04	0,02	0,57	0,07	16,9	0,49	<0,02	0,24
	November	0,22	0,31	<0,003	0,03	ND	0,57	0,07	16,1	0,47	<0,003	0,32
	Desember	0,21	0,27	0,2	ND	0,02	0,5	0,05	13,5	0,44	<0,01	0,04
	Januar	0,19	0,28	<0,02	ND	<0,02	0,95	<0,02	12,3	0,32	<0,02	0,04
	Februar	0,17	0,26	0,03	ND	<0,03	0,39	<0,03	14,7	0,43	<0,03	0,36
Øra (FREVAR)	Oktober	0,33	0,35	0,02	0,11	0,02	1,45	0,06	17,5	0,46	<0,02	0,19
	November	0,24	0,21	<0,003	ND	ND	1,02	<0,04	10,5	0,28	<0,003	ND
	Desember	0,26	0,16	<0,01	ND	<0,01	0,98	0,02	7,51	0,23	<0,01	0,09
	Januar	0,13	0,22	<0,02	ND	<0,02	0,37	<0,02	11,5	0,32	<0,02	0,03
	Februar	0,14	0,22	<0,03	ND	<0,03	0,51	<0,03	12,1	0,31	<0,03	0,12

Gjennomsnitt		0,27	0,32	0,04	0,12	0,03	1,45	0,06	16,83	0,47	0,04	0,20
Median		0,20	0,27	0,03	0,09	0,02	0,54	0,06	14,85	0,43	0,04	0,17
Min		0,05	0,14	0,01	0,03	0,01	0,16	0,02	6,84	0,17	0,01	0,01
Maks		1,12	0,58	0,20	0,43	0,05	10,70	0,14	34,10	0,91	0,07	0,79
Standardavvik		0,24	0,14	0,04	0,11	0,01	2,51	0,03	7,43	0,21	0,04	0,15

		<b>PentaBDE</b>					
		<b>BDE-100</b>	<b>BDE-119</b>	<b>BDE-99</b>	<b>BDE-85</b>	<b>BDE-126</b>	<b>Andre PentaBDE</b>
		µg /kg TS					
Bekkelaget	Oktober	6,83	<0,04	23,5	0,39	<0,04	0,06
	November	6,84	<0,009	23,7	0,5	<0,009	ND
	Desember	3,44	<0,02	17,3	0,55	<0,02	0,12
	Januar	4,99	<0,03	18,9	0,39	<0,03	ND
	Februar	4,77	<0,07	19,6	0,56	<0,08	ND
HIAS	Oktober	7,48	0,06	38,3	1,21	0,04	0,21
	November	6,28	<0,009	31,3	1,31	<0,009	ND
	Desember	5,76	0,03	29,7	1,11	<0,02	0,14
	Januar	5,87	<0,03	33,5	0,9	<0,03	ND
	Februar	6,01	0,07	33	1,11	<0,08	0,12
Høvringen	Oktober	4,01	<0,04	20,3	0,62	<0,04	0,1
	November	2,9	<0,009	15,2	0,45	<0,009	0,25
	Desember	1,81	<0,02	9,59	0,37	<0,02	ND
	Januar	1,95	<0,03	11,6	0,27	<0,03	ND
	Februar	1,23	<0,07	7,19	0,23	<0,08	ND
Ladehammeren	Oktober	3,43	<0,04	16,9	0,55	<0,04	1,26
	November	2,96	<0,007	13,8	0,4	<0,007	0,36
	Desember	6,28	0,04	21,3	0,69	<0,02	0,16
	Januar	4,91	<0,03	26,2	0,75	<0,03	2,09
	Februar	-	-	-	-	-	-
RA-2	Oktober	3,66	<0,04	18,6	0,7	<0,04	0,04
	November	2,8	<0,008	14,4	0,52	<0,008	ND
	Desember	2,51	<0,02	13,2	0,56	<0,02	0,03
	Januar	2,14	<0,03	12,3	0,32	<0,03	ND
	Februar	3,2	<0,07	17,5	0,89	<0,07	ND

		<b>PentaBDE</b>					
		<b>BDE-100</b>	<b>BDE-119</b>	<b>BDE-99</b>	<b>BDE-85</b>	<b>BDE-126</b>	<b>Andre PentaBDE</b>
		$\mu\text{g /kg TS}$					
Sandefjord	Oktober	7,41	<0,04	37,2	1,11	<0,04	0,14
	November	5	<0,008	25,4	0,81	<0,008	0,11
	Desember	5,01	0,03	25,1	0,92	<0,02	0,1
	Januar	4,31	<0,03	24,1	0,57	<0,03	ND
	Februar	2,85	<0,07	15,3	0,6	<0,07	ND
TAU	Oktober	2,31	<0,04	12,1	0,41	<0,04	ND
	November	2,04	<0,008	11,1	0,39	<0,008	ND
	Desember	2,35	<0,02	12,8	0,5	<0,02	ND
	Januar	1,7	<0,03	10,4	0,25	<0,03	ND
	Februar	1,91	<0,07	11	0,4	<0,07	ND
VEAS	Oktober	3,75	<0,04	19,3	0,71	<0,04	0,1
	November	3,2	<0,007	18,2	0,72	<0,007	0,11
	Desember	3,09	<0,02	15,6	0,69	<0,02	ND
	Januar	2,63	<0,03	13,6	0,26	<0,03	ND
	Februar	3,06	<0,07	16,1	0,71	<0,07	ND
Øra (FREVAR)	Oktober	4,39	<0,04	19	0,44	<0,04	ND
	November	2,55	<0,006	11	0,27	<0,006	ND
	Desember	1,7	<0,02	8,06	0,32	<0,02	0,03
	Januar	2,41	<0,03	13,4	0,49	<0,03	ND
	Februar	2,78	<0,07	13,3	0,52	<0,07	ND

Gjennomsnitt		3,78	0,05	18,61	0,60	0,04	0,29
Median		3,20	0,04	17,10	0,55	0,04	0,12
Min		1,23	0,03	7,19	0,23	0,04	0,03
Maks		7,48	0,07	38,30	1,31	0,04	2,09
Standardavvik		1,72	0,02	7,78	0,27	-	0,51

		HexaBDE				HeptaBDE			OtcaBDE		NonaBDe		DecaBDE
		BDE-154	BDE-153	BDE-138	Andre HexaBDE	BDE-183	BDE-190	Andre HeptaBDE	BDE-203	Andre OctaBDE	BDE-207	Andre nonaBDE	BDE-209
		µg /kg TS											
Bekkelaget	Oktober	2,16	2,87	0,15	0,37	2,47	<0,20	1,1	5,79	18,9	26,2	22,2	405
	November	2,32	3,07	0,2	0,42	2,42	0,5	2,2	7,25	27,1	24	19,4	489
	Desember	1,18	2	0,17	0,3	1,39	<0,10	ND	0,81	1,85	5,15	8,31	758
	Januar	1,6	2,42	<0,05	4,02	1,71	<0,1	0,19	0,41	2,52	33,2	90	509
	Februar	1,3	2,4	0,16	0,2	1,9	<0,5	ND	2,9	4,51	36,4	69,6	319
HIAS	Oktober	2,88	4,16	0,41	0,64	2,21	0,35	1,98	10,5	48,4	116	189	314
	November	2,38	3,31	0,36	ND	1,5	0,85	0,82	<0,37	ND	43,5	9,13	248
	Desember	2,02	3,34	0,32	0,32	1,73	0,44	1,1	3,04	14,7	18,7	30,9	219
	Januar	2,09	3,64	0,23	0,2	1,54	<0,01	0,27	1,09	8,68	56,7	94,1	252
	Februar	1,75	3,55	0,44	0,3	1,95	0,5	0,6	4,46	8,17	74,9	115	248
Høvringen	Oktober	1,37	2,11	0,16	0,29	1,61	<0,20	0,33	0,74	3,33	81,1	124	1960
	November	1,06	1,56	<0,22	ND	1,15	<0,30	<0,30	ND	ND	185	169	1480
	Desember	0,62	1,08	0,1	0,09	1,1	0,12	ND	0,39	1,48	11,1	11,6	915
	Januar	0,65	1,36	<0,05	ND	1,27	<0,01	ND	<0,03	ND	25,4	105	1170
	Februar	0,35	0,79	0,06	ND	0,85	<0,9	ND	<0,50	ND	<15	ND	1024
Ladehammeren	Oktober	1,22	1,86	0,14	0,32	1,48	<0,20	ND	0,91	2,87	22,7	22,3	531
	November	1,12	1,76	0,1	0,2	0,91	<0,01	ND	<0,47	ND	4,7	2,74	390
	Desember	2,01	3	0,25	0,44	3,54	0,14	1,07	3,19	10,2	7,79	10,6	324
	Januar	2,92	<0,05	0,24	1,02	<0,1	ND	<0,30	ND	ND	12,8	47,4	424
	Februar	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RA-2	Oktober	1,36	1,94	0,2	0,31	1,1	<0,20	ND	<0,50	0,75	7,2	7,84	162
	November	1,18	1,49	0,2	0,24	0,92	<0,14	<0,14	ND	ND	20,9	18	175
	Desember	0,81	1,25	0,13	0,11	0,77	0,12	ND	<0,03	ND	<2,0	ND	115
	Januar	0,75	1,13	>0,05	ND	0,55	<0,10	ND	<0,3	ND	4,79	16,2	120
	Februar	0,96	1,69	0,23	0,18	0,9	<0,5	ND	<1,00	ND	<7	ND	104

		HexaBDE				HeptaBDE			OtcaBDE		NonaBDe		DecaBDE
		BDE-154	BDE-153	BDE-138	Andre HexaBDE	BDE-183	BDE-190	Andre HeptaBDE	BDE-203	Andre OctaBDE	BDE-207	Andre nonaBDE	BDE-209
		µg /kg TS											
Sandefjord	Oktober	2,99	3,37	0,34	0,58	1,81	<0,20	ND	<0,50	1,89	8,99	9,22	307
	November	1,84	2,64	0,26	ND	1,35	<0,21	0,09	<0,44	ND	12,2	8,4	210
	Desember	1,78	2,59	0,23	0,35	1,63	0,18	ND	<0,03	0,96	2,16	3,53	317
	Januar	1,6	2,67	<0,05	0,16	4,46	<0,10	ND	<0,30	ND	15,8	48,2	354
	Februar	0,82	1,58	0,14	ND	2,62	<0,5	ND	<1,00	ND	9,78	24,4	188
TAU	Oktober	0,79	1,17	0,11	0,19	0,74	<0,20	ND	<0,50	0,99	7,68	9,99	233
	November	0,8	1,23	0,16	0,03	0,47	<0,26	ND	<0,39	ND	8,36	5,1	129
	Desember	0,84	1,3	0,13	0,11	0,56	<0,01	ND	<0,03	0,97	5,6	6,2	409
	Januar	0,52	0,98	<0,05	ND	0,42	<0,10	ND	<0,3	ND	4,03	14,1	107
	Februar	0,52	1,096	0,12	ND	0,66	<0,5	ND	<1,00	ND	<15	ND	332
VEAS	Oktober	1,52	2,21	0,2	0,32	1,99	<0,20	1,77	5,98	25	10,4	14,6	265
	November	1,39	2,08	0,25	0,06	1,47	0,77	1,98	8,45	37,9	51,1	55,4	305
	Desember	1,28	2,12	0,13	0,14	1,74	<0,1	1,07	5,26	22,4	10,1	12,7	378
	Januar	0,96	1,49	<0,05	ND	0,87	<0,10	ND	<0,03	ND	23,1	37,1	127
	Februar	0,91	1,67	0,25	ND	1,26	<0,5	0,22	4,13	7,94	30,2	75,8	204
Øra (FREVAR)	Oktober	1,5	2,01	0,13	ND	1,69	<0,20	0,44	0,97	5,2	8,42	12,5	185
	November	0,95	1,26	<0,10	ND	0,78	<1,10	ND	<0,75	ND	ND	<0,45	121
	Desember	0,61	0,97	0,07	ND	0,74	<0,1	0,59	2,18	8,25	4,85	7,64	89,3
	Januar	0,98	1,76	<0,05	0,07	1,46	<0,10	0,75	2,56	13,3	22,9	40,3	185
	Februar	0,73	1,27	<0,14	ND	0,85	<1,8	ND	<1,00	ND	26,6	40,1	136

Gjennomsnitt		1,35	2,03	0,20	0,41	1,45	0,40	0,92	3,55	11,13	27,71	41,22	391,73
Median		1,20	1,86	0,19	0,29	1,39	0,40	0,79	2,97	7,94	15,80	19,40	285,00
Min		0,35	0,79	0,06	0,03	0,42	0,12	0,09	0,39	0,75	2,16	2,74	89,30
Maks		2,99	4,16	0,44	4,02	4,46	0,85	2,20	10,50	48,40	185,00	189,00	1960,00
Standardavvik		0,67	0,85	0,09	0,72	0,80	0,27	0,67	2,90	12,51	35,35	46,60	381,34