

Undersøkelse av miljøgifter ved fire norske renseanlegg

**PFOA, Bisfenol A, Triklosan, Siloksan (D5),
Dodecylfenol og 2,4,6-Tri-tert.betylphenol**

Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S

TA-2636/2010



Rapport nr 10-015
Prosjekt nr: O-10001

Prosjektleder: Cand.agric. Line Diana Blytt

Postboks 6875 Rodeløkka
0504 Oslo

Telefon: 22 35 81 00
Telefaks: 22 35 81 10

Rapportnummer: 10-015
Tilgjengelighet: åpen

Rapportens tittel	Dato
Undersøkelse av miljøgifter ved fire norske renseanlegg PFOA, Bisfenol A, Triklosan, Siloksan (D5), Dodecylfenol og 2,4,6-Tri tert.betylphenol	23. april 2010
	Antall sider og bilag
	18
Forfatter(e) sign.	Ansv. sign.
Line Diana Blytt 	Ragnar Storhaug
	
	Prosjektnummer:
	O-10001 TA-2636/2010
Oppdragsgiver	Oppdr.givers ref.
Klima og forurensningsdirektoratet	Bård Nordbø

I denne undersøkelsen ble det analysert for de utvalgte miljøgiftene PFOA, Bisfenol A (BPA), Triklosan, 2,4,6-Tri-tert.-betylphenol, Dodecylfenol og Siloksan (D5) i innløpsvann, utløpsvann og slam fra fire kommunale avløpsrenseanlegg. Det ble gjennomført tre prøvetakingsomganger høsten 2009. Ingen av prøvene hadde spesielt høyere eller lavere konsentrasjoner for de stoffene som var undersøkt enn det som andre tilsvarende undersøkelser i Norge eller i Norden på kommunalt avløpsvann og slam har vist.

- For 2,4,6-TTBF og Dodecylfenol var det ingen av prøvene som hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen.
- PFOA ser ut til å følge vannfasen og blir i liten grad fjernet gjennom renseanleggene. Middelerdien for alle renseanleggene for PFOA var for innløp 8,8 ng/l, på utløp 10,2 ng/l og i slam 3,7 µg/kg TS.
- Bisfenol A (BPA) fjernes i noen grad gjennom anlegg med biologisk-kjemisk rensesertrinn, og stoffet ser ut til å følge vannfasen i stor grad. Det kan tyde på at BPA kan dannes i selve renseanlegget. Ved ett av renseanleggene fant man høyere Bisfenol A konsentrasjon på utløpet enn på innløpet for alle prøvetakingsperiodene. Middelerdien for alle renseanleggene for BPA var på innløp 799 ng/l, på utløp 996 ng/l og i slam 570 µg/kg TS.
- Det var funnet siloksan (D5) i samtlige prøver i undersøkelsen og det kan tyde på at D5 bindes til partikler og følger slamfasen gjennom renseanlegget. Det var vesentlig reduksjon av D5 på innløpet i forhold til utløpet for alle prøvene. Middelerdien for alle renseanleggene for D5 var på innløp 14,8 µg/l, på utløp 0,2 µg/l og i slam 29,9 mg/kg TS.
- Det var funnet triklosan i samtlige prøver i undersøkelsen og det ser ut til at triklosan er bundet til partikler og følger slamfasen gjennom renseanlegget. Det var en reduksjon av triklosan i avløpsvann gjennom alle anleggene. Middelerdien for alle renseanleggene var for triklosan på innløp 508 ng/l, utløp 150 ng/l og slam 1791 µg/kg TS.

Stikkord - norsk

Stikkord - engelsk

Organiske miljøgifter	Organic micro pollutants
Kommunalt avløpsvann	Municipal Wastewater
Avløpsslam	Sewage Sludge
Prøvetaking	Sampling
Norske renseanlegg	Norwegian wastewater treatment plants

Innholdsfortegnelse

1. Sammendrag og konklusjoner.....	4
2. Innledning.....	5
3. Renseanleggene.....	6
4. Prøvetaking, analyser og bergning.....	7
4.1. Prøvetaking for analyser av miljøgifter, unntatt siloksan.....	7
4.2. Prøvetaking for siloksaner.....	7
4.2.1. Prøvetaking av avløpsvann for analyse av siloksan (D5).....	7
4.2.2. Prøvetaking av slam for analyse av siloksan (D5).....	8
4.3. Prøveemballasje.....	8
4.4. Analyse.....	8
4.5. Beregning av tilførsler og utslipp.....	8
5. Resultater og diskusjon.....	10
5.1. Konsentrasjoner av miljøgifter i avløpsvann og beregninger av spesifikk tilførsel og utslipp.....	10
5.1.1. Deca-metyl-syklopenta-siloksan (D5).....	13
5.1.2. Bisfenol A.....	14
5.1.3. 2,4,6-Tri-tert.-betylphenol (2,4,6- TTBF).....	15
5.1.4. Triklosan.....	15
5.1.5. PFOA.....	16
5.1.6. Dodecylphenol.....	17
6. Referanser.....	18

1. Sammendrag og konklusjoner

I denne undersøkelsen ble det analysert for de utvalgte miljøgiftene PFOA, Bisfenol A (BPA), Triklosan, 2,4,6-Tri-tert.-betylphenol, Dodecylfenol og Siloksan (D5) i innløpsvann, utløpsvann og slam fra fire kommunale avløpsrenseanlegg. Det ble gjennomført tre prøvetakingsomganger høsten 2009. Ingen av prøvene hadde spesielt høyere eller lavere konsentrasjoner for de stoffene som var undersøkt enn det som andre tilsvarende undersøkelser i Norge eller i Norden på kommunalt avløpsvann og slam har vist.

For 2,4,6-TTBF og Dodecylfenol var det ingen av prøvene som hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen.

PFOA ser ut til å følge vannfasen og blir i liten grad fjernet gjennom renseanleggene. Her var både innløpskonsentrasjoner og utløpskonsentrasjoner relativt like for alle anleggene, og flere slamprøver var under deteksjonsgrensen. Spesifikt utslipp av PFOA kan anslås til å være 1,2 mg/person og år fra kjemiske og biologisk-kjemiske renseanlegg.

PFOA	innløp ng/l	utløp ng/l	slam µg/kg TS
middelverdi	8,8	10,2	3,7

Bisfenol A (BPA) fjernes i noen grad gjennom renseanlegg med biologisk-kjemisk rensetrinn, og stoffet ser ut til å følge vannfasen i stor grad. Noen resultater tyder på at BPA kan dannes i selve renseanlegget da man ved ett av renseanleggene fant høyere Bisfenol A konsentrasjoner i utløpsvannet enn på innløpsvannet ved alle prøvetakingsperiodene. Spesifikt utslipp av BPA kan anslås til å være 14 mg/person og år for biologisk-kjemiske renseanlegg.

BPA	innløp ng/l	utløp ng/l	slam µg/kg TS
middelverdi	799	996	570

Det ble funnet siloksan (D5) i samtlige prøver i undersøkelsen. Det ser ut til at D5 bindes til partikler og følger slamfasen gjennom renseanlegget fordi det var vesentlig reduksjon av D5 gjennom renseanleggene for alle prøvene. Det ble ikke funnet forskjell på renseanlegg med biologisk-kjemisk rensetrinn og anlegg med kun kjemisk trinn. Det var funnet relativt like konsentrasjoner i avløpsvannet mellom prøvetakingsperiodene for hvert anlegg, selv om prøvene ble tatt som stikkprøver. Dette tyder på en relativt konstant konsentrasjon av D5 i avløpsvann i prøvetakingsperiodene. Spesifikt utslipp av siloksan (D5) kan anslås til å være 25 mg/person og år for biologisk-kjemiske og kjemiske renseanlegg.

Siloksan (D5)	innløp µg/l	utløp µg/l	slam mg/kg TS
middelverdi	14,8	0,2	29,9

Det var funnet triklosan i samtlige prøver i undersøkelsen og det kan tyde på at triklosan er bundet til partikler og følger slamfasen gjennom renseanlegget. Det var en reduksjon av triklosan gjennom anleggene, men det kan ikke observeres noen forskjell mellom de renseanleggene som hadde biologisk-kjemisk rensetrinn og anleggene med kun kjemisk trinn. Spesifikt utslipp av triklosan kan anslås til å være 17 mg/person og år for biologisk-kjemiske og kjemiske renseanlegg.

Triklosan	innløp ng/l	utløp ng/l	slam µg/kg TS
middelverdi	508	150	1791

2. Innledning

Bakgrunnen for denne undersøkelsen er en nasjonal målsetning om at utslipp av prioriterte stoffer skal stanses eller reduseres vesentlig. Det er ca 30 ulike stoffer eller stoffgrupper som er prioriterte og står oppført på den nasjonale prioriteringslisten (Miljøstatus). Denne listen ble første gang presentert i Stortingsmelding 58 (1996 - 97): Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Noen av stoffene på denne listen er relativt nye, og det er begrenset mengde data for disse knyttet til kommunale avløpsrenseanlegg.

Statens forurensningstilsyn (nå Klima og forurensningsdirektoratet) initierte en undersøkelse i 2009 for å skaffe mer data på forekomst av utvalgte organiske miljøgifter i avløpsvann og slam hvor utslippet skal reduseres vesentlig innen 2020. I denne undersøkelsen er det tatt tre prøver av avløpsvann på innløpet, utløpet og av avløpsslam fra fire kommunale renseanlegg.

Det har vært analysert for:

- Deca-metyl-syklopenta-silkosan (D5)
- Bisfenol A
- 2,4,6-Tri-tert.-betylfenol (2,4,6- TTBF)
- Triklosan
- PFOA
- Dodecylfenol

Aquateam har vært ansvarlig for gjennomføring av prosjektet og Norsk institutt for luftforskning har hatt ansvaret for selve analysene. Alle stoffene har vært analysert ved NILU unntatt Deca-metyl-syklopenta-silkosan (D5) som har vært analysert i Sverige ved IVL-Svenska Miljöinstitutet AB. De renseanleggene som har vært med på denne undersøkelsen er Bekkelaget renseanlegg i Oslo, TAU renseanlegg i Tønsberg, Gardermoen renseanlegg i Ullensaker og Knappen renseanlegg i Bergen.

3. Renseanleggene

De fire renseanleggene som har vært med i denne undersøkelsen, er Bekkelaget renseanlegg i Oslo, TAU renseanlegg i Tønsberg, Gardermoen renseanlegg i Ullensaker og Knappen renseanlegg i Bergen. Renseanleggene ble valgt ut fra hensynet til kapasitet til å gjennomføre prøvetakingen, geografisk plassering, størrelse og rensemetode. Det var planlagt å ta prøver fra et renseanlegg med mekanisk rensing for å få en større spredning av rensemetoder i undersøkelsen, men pga kapasitetshensyn i forhold til personell på det utvalgte anlegget, måtte man velge et annet anlegg.

Renseanlegg over 50.000 pe har krav i henhold til forurensningsforskriften om å analysere avløpsvann (innløp og utløp) for utvalgte organiske miljøgifter. Renseanleggene som er valgt ut til denne undersøkelsen har erfaring med å ta prøver for organiske miljøgifter siden kvaliteten på prøvetakingen er vurdert som svært viktig for kvaliteten på analyseresultatene. Det er personellet som arbeider på det enkelte renseanlegg som har utført selve prøvetakingen etter bestemte prøvetakingsprosedyrer tilpasset de miljøgiftene som er undersøkt.

Tabell 1 Oversikt over renseanlegg og renseprosessen som er med i undersøkelsen.

Navn	Tiknyttet (fra 2008)	Kapasitet (pe)	Renseprosess	Slambehandlingsmetode	Industri-tilknytning
Bekkelaget ra Oslo	276 900	300.000	Forfelling / simultanfelling med biologisk nitrogenrensing	Termofil anaerob stabilisering	Variert industri
Gardermoen ra Ullensaker, Akershus	25 109	47.000	Biologisk nitrogenrensing og kjemisk felling	Termofil anaerob stabilisering	Lufthavn
Knappen ra Bergen, Hordaland	54 000	63.000	Kjemisk felling (Primærfelling)	Kun avvanning – slambehandling ved annet anlegg	Variert industri
TAU ra Tønsberg, Vestfold	57 242	85.000	Kjemisk felling (Primærfelling)	Kalkbehandling (Orsa-metoden)	Næringsmiddel-industri

4. Prøvetaking, analyser og bergning

Det ble gjennomført tre prøvetakingsperioder i oktober 2009 ved hvert renseanlegg, og det ble laget en ukeblandprøve av avløpsvann på hhv. innløp og utløp og en ukeblandprøve av slam i hver periode. Ved TAU ra er det tatt fire strikkprøver av slam for analyse av D5 og det er kun tatt to stikkprøver av utløpsvann for analyse av siloksan ved samme renseanlegg. En av prøvetakingsperiodene for siloksan (D5) ble utsatt til januar/februar 2010 ved to renseanlegg. Prøvetaking for analyse av organiske miljøgifter ble gjennomført ved bruk av to metoder avhengig av hvilket stoff som skulle analyseres.

4.1. Prøvetaking for analyser av miljøgifter, unntatt siloksan

For miljøgifter, unntatt siloksan (D5), ble det benyttet vannmengdeproporsjonale ukeblandprøver over fem eller syv dager og prøvetakingen ble gjennomført på samme måte som når man tar prøve for organiske miljøgifter i henhold til krav i forurensningsforskriften og veileder for prøvetaking (SFT, 2007).

Vannmengdeproporsjonal prøvetaking gjennomføres ved at en automatisk prøvetaker tar like delprøver fra vannstrømmen med ulike tidsintervaller. Tidsintervallene styres av vannmengden som går gjennom anlegget. Delprøvene samles i en beholder, og hvert døgn tas det ut en liter fra dunken til en delprøve. Ukeblandprøven som sendes til laboratoriet består ulike andeler fra de ulike delprøvene fra prøvetakingsperioden. Andelen fra hver delprøve bestemmes at fra vannmengden i prøvetakingsdøgnet i forhold til hele vannmengden i prøvetakingsperioden. Siden vannmengdeproporsjonal prøvetaking må gjennomføres daglig, er dette en arbeidsoperasjon som best gjennomføres av det personellet som arbeider på det enkelte renseanlegg og som har kunnskap og erfaring med slik prøvetaking. Prøvetakingen ble tilpasset eksisterende rutiner ved anlegget og derfor ble noen av prøvene tatt over 5 dager og noen over 7 dager.

På grunn av begrenset tid for gjennomføring av prosjektet, ble slamprøvene laget ved å ta delprøver av slam over én uke og ikke over én måned, som er vanlig prosedyre for prøvetaking av slam. For slam ble det tatt prøver på samme sted i slambehandlingsprosessen ved anlegget som når man tar prøver for å bestemme innhold av tungmetaller, og prøvene ble tatt fra slam i bevegelse på et transportbånd eller i skruer. Delprøver til ukeblandprøven ble tatt etter avvanning, men før man tilsatte evt. kalk. En ukeblandprøve for slam var satt sammen av 2-3 stikkprøver per dag i fem dager til man hadde ca en liter slamprøve for analyse. Delprøvene ble frosset umiddelbart etter hver prøvetakingsdag.

4.2. Prøvetaking for siloksaner

Det er utfordrende å ta prøver for analyse av siloksaner fordi sannsynligheten er stor for at prøvene blir forurenset av utenforliggende aktiviteter eller vanlige stoffer. NILU har utviklet egen prosedyre med formål å redusere risiko for kontaminering av prøver som skal analyseres for siloksaner.

- Personer som skal ta prøver av for analyse av siloksan, må ikke benytte personlige pleieprodukter den dagen prøvetakingen skal gjennomføres. Med personlige pleieprodukter menes deodorant, parfyme, lotion, kremer og hårprodukter som gele, voks og lignende.
- Prøven skal samles opp i glassflasker, og alt utstyr (skjeer, spatler osv) som ellers benyttes, må være i stål.
- Alt glassutstyr skal vaskes og skylles med aceton etterfulgt av hexan. Deretter skal flaskene brennes i ovn på 450 °C. Korkene skal renses med MeOH (metanol) og lufttørkes.
- Hansker av typen "Nitrile" må brukes.
- Blindprøve. Minst en feltprøve per prøvetakingssted skal være en blindprøve. En tom flaske skal åpnes i starten av prøvetakingen og skal deretter korkes etter at prøvetakingen er gjennomført. Blindprøveflasken skal altså være tom.
- Prøver skal kjøles ned (fryses) umiddelbart (eller så rask det lar seg gjøre) etter prøvetakingen for å hindre fordampning av siloksaner.

4.2.1. Prøvetaking av avløpsvann for analyse av siloksan (D5)

Det ble tatt 9 delprøver (100 ml) med ca to minutters mellomrom på innløpet og på utløpet ved moderat til liten vannføring gjennom anlegget. Vannføringen i prøvetakingsdøgnet ble notert.

Delprøvene ble overført direkte til en forbehandlet glassflaske ved prøvetakingspunktet (innløp og utløp). Stikkprøveglasset ble fylt helt opp for deretter å bli helt over på en forbehandlet oppsamlingsflaske. Til sammen utgjorde prøven i underkant av 1 liter. Før prøvetakingen ble det åpnet en blindprøveflaske på prøvestedet, og denne ble lukket da prøvetakingen var over.

4.2.2. Prøvetaking av slam for analyse av siloksan (D5)

Slamprøver ble tatt på samme sted i slambehandlingsprosessen som for prøvetaking for de andre miljøgiftene, men prøven ble tatt som stikkprøver over en svært begrenset tidsperiode. Det ble tatt slamprøver med en prøveskje med ca to minutters mellomrom fra et transportbånd, skruet i bevegelse til man fikk ca 1 liter prøvolum. Prøvematerialet ble overført på oppsamlingsflasken direkte ved prøvetakingsstedet. Under prøvetakingen ble en blindprøveflasken åpnet på prøvestedet, og denne ble lukket når prøvetakingen var over.

4.3. Prøveemballasje

Det ble benyttet glassflasker for avløpsvann og rilsanposer for slam. For siloksaner ble det benyttet forhandlede glassflasker for både avløpsvann og slam.

4.4. Analyse

Alle stoffene er analysert ved NILU, unntatt Deca-metyl-syklopenta-siloksan (D5) som er analysert i Sverige ved IVL-Svenska Miljöinstitutet AB. I tabell 2 er det angitt hvilke deteksjonsgrense som er benyttet for de ulike stoffene. Laboratoriet måtte flytte deteksjonsgrensen for dodecylfenol fordi måleusikkerheten ble større enn det som er akseptabelt for slike analyser. Ved at deteksjonsgrensen ble korrigert, er det en mulighet for at dodecylfenol konsentrasjoner i avløpsvann og slam mellom den opprinnelige deteksjonsgrensen på 1-5 µg/kg evt. ng/l og den nye på 10-20 µg/kg evt. ng/l ikke er avdekket i undersøkelsen. Deteksjonsgrensen for ett og samme stoff varierer. Prøvemengde, prøvetype, sluttvolum og instrumentets følsomhet avgjør deteksjonsgrensen. I tillegg er det effekter fra matriks og dag til dag variasjoner på instrumentene som påvirker deteksjonsgrensen.

Tabell 2 Deteksjonsgrense for stoffene som er analysert

Komponenter	Deteksjonsgrense (µg/kg TS el. ng/l)
Siloksan (D5)	10 -100
Trioksan	1-5
Bisfenol A (BPA)	1-5
2,4,6-Tri-tert.butylphenol (2,4,6-TTBF)	10-100
Dodecylfenol	10-20
PFOA	2

4.5. Beregning av tilførsler og utslipp

For de stoffene som ble analysert på ukoblandprøver kan man beregne tilførsler og utslipp av stoffene i gram per døgn. For de stoffene hvor det ikke ble detektert konsentrasjoner over deteksjonsgrensen ved noen av prøvetakingsperiodene, ble det ikke beregnet tilførsel eller utslipp. For renseanlegg der enkeltanalyser er under deteksjonsgrensen, er halve deteksjonsgrensen brukt i beregningen. For hvert renseanlegg er det beregnet midlere tilførsel og utslippsmengde av den enkelte stoff per døgn (g/døgn).

Eks.

$$q_1 \cdot \text{Kons}_1 = m_1$$

$$q_2 \cdot \text{Kons}_2 = m_2$$

$$q_3 \cdot \text{Kons}_3 = m_3$$

q_n = midlere døgnvannføring i prøvetakingsperioden (m³/døgn)

Kons_n = konsentrasjon av den spesifikke stoff i blandprøven (eks. ng PFOA/l)

m_n = midlere tilførsel/utslipp i hver prøvetakingsperiode (eks. g PFOA/døgn)

Middelverdien for døgntilførsel/-utslipp på årsbasis er lik middelverdien av tilførsel / utslipp i hver prøvetakingsperiode.

Eks.

$$m_{\text{år}} = (m_1 + m_2 + \dots + m_n)/n$$

$m_{\text{år}}$ = midlere tilførsel/utslipp på årsbasis (eks. g PFOA/døgn)

Midlere tilførsel/utslipp på årsbasis fås ved å multiplisere $m_{\text{år}}$ med 365 dager.

$$M_{\text{år}} = m_{\text{år}} \cdot 365$$

$M_{\text{år}}$ = total tilførsel /utslipp per år fra hvert renseanlegg (eks. g/ PFOA/år)

For anleggene er det beregnet spesifikke tall for tilførsel og utslipp per person fast tilknyttet og år. Antall tilknyttet er hentet fra KOSTRA rapportering for 2008. Tallene for 2009 foreligger ikke.

$$m_{\text{spes}} = M_{\text{år}} / \text{TILKNYTT_FAST}$$

m_{spes} = spesifikk tall for tilførsel /utslipp (eks g PFOA /per person og år)

Middelverdien for døgntilførsel og utslipp på årsbasis er svært usikre fordi prøvetakingen er gjennomført i samme tidsperiode på høsten og er ikke nødvendigvis representativ for hele året. Det samme gjelder spesifikk tilførsel og utslipp. Når det gjelder prøvetakingen for siloksan (D5) er denne basert på stikkprøver. Det betyr at utregningene for total tilførsel og utslipp og spesifikk tilførsel og utslipp for siloksan er enda mer usikre. Avløpsmengden som er brukt som grunnlag i utregningene, er middelverdien av vannmengden per dag for prøvetakingsperiodene på hvert renseanlegg. Siden prøvetakingen for siloksan (D5) er basert kun på stikkprøver, gir ikke analyseverdiene grunnlag for å si noe om man har en renseeffekt for dette stoffet gjennom anlegget.

5. Resultater og diskusjon

Renseanlegg over 50.000 pe har krav i henhold til forurensningsforskriften om å analysere avløpsvannet (innløp og utløp) for utvalgte organiske miljøgifter. I tillegg har enkelte mindre anlegg dette kravet fra fylkesmannen, grunnet stor tilknytning fra industri. De organiske miljøgiftene som analyseres regelmessig i avløpsvann (tre ganger i året), er PAH₁₈, DEHP, 4-Nonylfenol, PCB₇, og seks ulike bromerte flammehemmere, her BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-183, BDE-209, TBBPA (tetrabrombisfenol A) og HBCD (heksametylbromsyklododekan). Det blir ikke gjennomført regelmessige analyser av avløpsvann for de stoffene som er analysert i denne undersøkelsen. Som en del av statens miljøovervåkning, blir avløpsvann og slam analysert for ulike miljøgifter inkludert de som ble analysert i denne undersøkelsen.

I 2006 ga Fylkesmannen i Oslo og Akershus pålegg om at renseanlegg over 250.000 pe skulle analysere avløpsvann for Bisfenol A og PFOS på innløp og utløp (Storhaug og Blytt, 2008). Utvalgte miljøgifter har vært analysert på avløpsvann og slam som en del av andre studier og kartleggingsundersøkelser (Kallenborn *et al.*, 2004, Fjeld *et al.*, 2005, Snilsberg *et al.*, 2005, Schlabach *et al.*, 2007 og Green *et al.*, 2008). For avløpsvann har det vært gjennomført nasjonale undersøkelser og screeningundersøkelser for organiske miljøgifter hvor man har analysert på blant annet PFOA, Triklosan og Bisfenol A (Nedland, 2002, Nedland og Paulsrud, 2006, Blytt, 2007 og Blytt, 2008)

Resultatene fra denne undersøkelsen er ikke benyttet til å beregne utslipp av miljøgifter fra avløpsvann for hele Norge. Til det er det for lite data. Det er gjort beregninger knyttet til spesifikt utslipp i forhold til personer og år, men disse bør benyttes med varsomhet på grunn av lite tallmateriale og fordi tallmaterialet kun representerer én tidsperiode (høsten). Utslipp til miljø via slam er ikke beregnet særskilt. I henhold til risikovurdering fra Vitenskapskomiteen for mattrygghet (Eriksen *et al.*, 2009) kan man anslå at dersom man har ett mg av et stoff vil man spre 85 kg av dette stoffet per år i miljøet via slam når det brukes som jordforbedringsmiddel eller som en del av et dyrkningsmedium. Bakgrunnen for dette anslaget, er at man resirkulerer langt over 90 % av alt slam som produseres i Norge.

5.1. Konsentrasjoner av miljøgifter i avløpsvann og beregninger av spesifikk tilførsel og utslipp

I tabellene 3, 4, 5 og 6 gis det en oppsummering av resultatene fra undersøkelsen. Det er to ulike renseprosesser som er representert i undersøkelsen, biologisk-kjemisk rensing representert ved Bekkelaget ra. og Gardermoen ra. og kjemisk rensing representert ved Knappen ra. og TAU ra. I denne undersøkelsen er det ikke beregnet rensegrad for de stoffene som er undersøkt for de ulike anleggstypene, til det er datagrunnlaget for tynt. Resultatene for de ulike stoffene er diskutert hver for seg.

Tabell 3 Oppsummering for alle renseanlegg for parametere med data over deteksjonsgrensen.

	Siloksan (D5)	PFOA	BPA	Triklosan
Innløp	µg/l	ng/l		
maks	33,0	17,0	1406	1160
min	6,3	2,8	482	141
stand. avvik	9,1	4,3	293	271
middelverdi	14,8	8,8	799	508
utløp	µg/l	ng/l		
maks	0,5	23,3	5358	857
min	0,04	3,9	33	37
stand. avvik	0,2	5,4	1530	229
middelverdi	0,2	10,2	996	150
slam	mg/kg TS	µg/kg TS		
maks	54,0	4,7	1139	3331
min	3,9	2,4	97	696
stand. avvik	15,6	0,8	345	765
middelverdi	29,9	3,7	570	1791

Tabell 4 Resultater fra renseanleggene med biologisk-kjemisk renseprosess

Renseanlegg	Prøve	PFOA	BPA	Triklosan	2,4,6-TTBF	Dodecyl-fenol	Siloksan (D5)
		µg/kg TS i slam el. ng/l i avløpsvann					mg/kg TS i slam µg/l i avløpsvann
Bekkelaget							
uke 42/43	Innløp	7,6	513	488	ND	ND	8,6
	Utløp	10	33	43	ND	ND	0,40
	Slam	<2	720	2139	ND	ND	38,0
uke 43/44	Innløp	8,9	723	233	ND	ND	-
	Utløp	14,2	34	84	ND	ND	-
	Slam	<2	750	2176	ND	ND	29,0
uke 44/45	Innløp	12,4	717	687	ND	ND	6,6
	Utløp	14,7	44	67	ND	ND	0,13
	Slam	<2	724	2085	ND	ND	36,0
uke 5 (år 2010)	Innløp	-	-	-	-	-	6,3
	Utløp	-	-	-	-	-	0,4
middelverdi	innløp	9,6	651	469	ND	ND	7,2
	utløp	13,0	37	65	ND	ND	0,3
	slam	ND	735	2158	ND	ND	34,3
Gardermoen							
uke 41/42	Innløp	14,5	689	<24	ND	ND	33,0
	Utløp	9,3	729	857	ND	ND	0,20
	Slam	4,0	724	3331	ND	ND	54,0
uke 42/43	Innløp	9,4	1156	566	ND	ND	31,0
	Utløp	10,2	54	45	ND	ND	0,04
	Slam	3,7	1139	2648	ND	ND	45,0
uke 44/45	Innløp	17,0	1150	1160	ND	ND	14,0
	Utløp	23,3	81	37	ND	ND	0,1
	Slam	4,7	900	1998	ND	ND	46,0
middelverdi	innløp	13,6	998	863	ND	ND	26,0
	utløp	14,3	288	313	ND	ND	0,12
	slam	4,1	1000	2659	ND	ND	48,3

Tabell 5 Resultater fra renseanleggene med kjemisk renseprosess

	Prøve	PFOA	BPA	Trikloran	2,4,6-TTBF	Dodecyl-fenol	D5
		µg/kg TS i slam el. ng/l i avløpsvann					mg/kg TS i slam µg/l i avløpsvann
Knappen ra							
uke 42/43	Innløp	3,9	482	349	ND	ND	12,0
	Utløp	3,9	467	71	ND	ND	0,10
	Slam	2,4	97	1201	ND	ND	33,0
uke 43/44	Innløp	3,6	642	476	ND	ND	20,0
	Utløp	5,8	698	189	ND	ND	0,15
	Slam	<2	168	1676	ND	ND	29,0
uke 44/45	Innløp	2,8	817	644	ND	ND	18,0
	Utløp	4,4	661	102	ND	ND	0,08
	Slam	<2	176	1589	ND	ND	39,0
middelverdi	innløp	3,4	647	490	ND	ND	16,7
	utløp	4,7	609	121	ND	ND	0,11
	slam	2,4	147	1489	ND	ND	33,7
TAU							
uke 42	Innløp	9,0	807	422	ND	ND	-
	Utløp	6,1	2096	51	ND	ND	-
	Slam	3,6	288	696	ND	ND	15,0
uke 43	Innløp	8,8	488	141	ND	ND	6,9
	Utløp	9,1	1690	68	ND	ND	-
	Slam	3,8	437	1020	ND	ND	11,2
uke 44	Innløp	8,1	1405	419	ND	ND	9,3
	Utløp	10,9	5358	190	ND	ND	0,48
	Slam	<2	478	936	ND	ND	3,9
uke 45	Slam						10,0
uke 5 (år 2010)	Innløp	-	-	-	-	-	12,0
	Utløp	-	-	-	-	-	0,05
middelverdi	innløp	8,6	900	328	ND	ND	9,4
	utløp	10	3048	103	ND	ND	0,27
	slam	3,7	401	884	ND	ND	10,0

Tabell 6 Estimert gjennomsnittlig tilførsel til og utslipp fra renseanleggene per år

	PFOA	BPA	Triklosan	Siloksan (D5)
Bekkelaget ra				
Tilførsel (g/døgn)	0,9	58,2	42,6	725
Utslipp (g/døgn)	1,2	3,3	5,8	27,2
Spesifikt tilførsel (mg / person og år)	1,1	76,7	56,2	955
Spesifikt utslipp (mg / person og år)	1,5	4,4	7,6	35,8
Gardermoen ra				
Tilførsel (g/døgn)	0,08	5,5	3,1	146
Utslipp (g/døgn)	0,08	1,6	1,8	0,7
Spesifikt tilførsel (mg / person og år)	1,1	80,3	45,7	2124
Spesifikt utslipp (mg / person og år)	1,1	24,0	26,1	9,7
Knappen ra				
Tilførsel (g/døgn)	0,06	10,5	7,9	276
Utslipp (g/døgn)	0,08	9,9	1,9	1,8
Spesifikt tilførsel (mg / person og år)	0,4	71,0	53,5	1865
Spesifikt utslipp (mg / person og år)	0,5	67,0	13,2	12,3
TAU				
Tilførsel (g/døgn)	0,3	27,5	9,9	263
Utslipp (g/døgn)	0,3	93,9	3,2	6,9
Spesifikt tilførsel (mg / person og år)	1,6	175,2	63,0	1676
Spesifikt utslipp (mg / person og år)	1,7	598,5	20,3	43,7

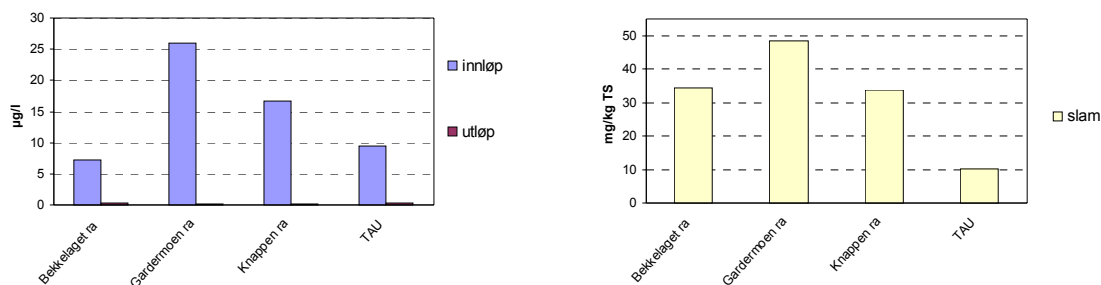
5.1.1. Deca-metyl-syklopenta-siloksan (D5)

Det ble funnet siloksan (D5) i samtlige prøver fra undersøkelsen, og det ses tydelig av resultatene at D5 i avløpsvann reduseres gjennom alle anleggene, og man finner D5 igjen i slammet. Det var variasjon i middelvei for konsentrasjoner av D5 mellom renseanlegget på innløpet (7,2-26 µg/l) og i slam (10-48 mg/kg TS), men i utløpsvannet var konsentrasjonen relativt like (0,1-0,3 µg/l). Det ser ikke ut til å være noe forskjell mellom rensemetodene når det gjelder fjerning av D5. Det er ikke grunnlag for å si noe om en eventuell nedbrytning av D5 i slambehandlingen ved Bekkelaget og Gardermoen. Ut fra resultatene kan man anta at D5 i hovedsak følger partiklene i avløpsvannet og havner i slammet. I figur 1 er gjennomsnittskonsentrasjonene for D5 på renseanleggene angitt.

Prøvene for D5 ble tatt som stikkprøver, og for slike prøver er det heftet stor usikkerhet når man skal tolke analyseresultatene. Det var i utgangspunktet liten variasjon i konsentrasjon av D5 mellom prøvetakingsperiodene for hvert renseanlegg og dette kan tyde på at avløpsvann hadde liten variasjon i innholdet av D5. Gjennomsnittet for anleggene i denne undersøkelsen viser at utslippet var 25 mg D5/person og år.

Det har vært analysert for D5 i avløpsvann og slam fra kommunale renseanlegg i flere nordiske studier (Kaj *et al.*, 2005, Kaj *et al.*, 2007 og Schlabach *et al.*, 2007). Resultatene fra de fire anleggene i denne undersøkelsen er i samsvar med det som er funnet i disse studiene. I den svenske undersøkelsen (Kaj *et al.*, 2007) analyserte man på tre delstrømmer på innløpet til et renseanlegg, og resultatene var 7

$\mu\text{g/l}$, $68 \mu\text{g/l}$ og på $280 \mu\text{g/l}$ (industri). Disse resultatene tyder på at det kan finnes betydelige punktkilder av D5 til kommunalt avløpsnett, selv om innløpsvannet til anlegget har lav konsentrasjon.



Figur 1 Gjennomsnittskonsentrasjon av siloksan (D5) i innløp, utløp og slam.

5.1.2. Bisfenol A

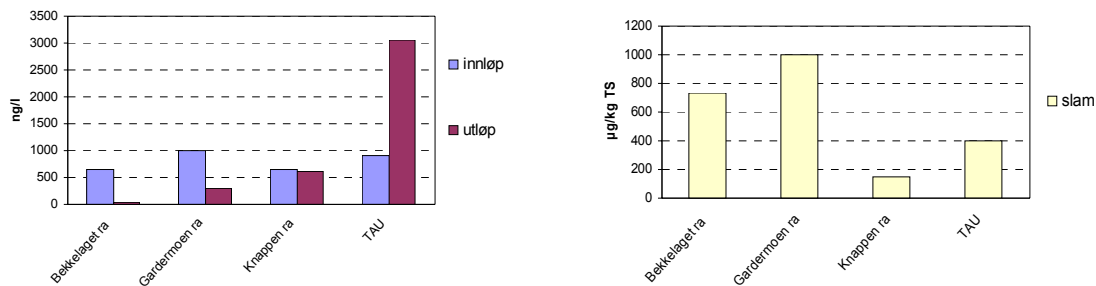
Det var bisfenol A (BPA) i samtlige prøver i undersøkelsen og lite variasjon mellom anleggene med unntak av ett anlegg, TAU. De laveste konsentrasjonene i utløpsvannet var på Bekkelaget ra og Knappen ra, men Knappen ra viste noe mindre renseeffekt for BPA enn Bekkelaget ra. TAU hadde betydelig høyere konsentrasjon av BPA i avløpsvannet ut av anlegget enn inn, og dette var gjennomgående for alle prøvetakingsperiodene. Det kan tyde på at det er prosesser i anlegget som genererer bisfenol A. I følge laboratoriet (NILU) er dette ikke et ukjent fenomen og har vært observert tidligere for BPA. Forøvrig er det lite forskjell i konsentrasjoner mellom avløpsvannet på innløp og utløp for alle anleggene i undersøkelsen, men det observeres noe større renseeffekt for anlegg med biologisk-kjemisk rensing enn anlegg med kun kjemisk felling. Konsentrasjon av BPA i slam var relativt likt for alle anleggene og gjennomsnittet for alle anleggene var $0,6 \text{ mg/kg TS}$. I figur 2 er gjennomsnittskonsentrasjonene for BPA angitt.

Det er flere norske undersøkelser hvor man har analysert på BPA i slam. En undersøkelse gjennomført på 10 norske rensesanlegg i perioden 2006 – 2007 fant BPA-konsentrasjoner mellom $0,1$ og $2,1 \text{ mg/kg TS}$ i slam og gjennomsnittet var $0,55 \text{ mg/kg TS}$ (Blytt, 2007). BPA ble også analysert på slamprøver fra flere rensesanlegg i Mjøsområdet i perioden 2003 – 2004 (Snilsberg *et al.*, 2005). BPA-konsentrasjonene i disse anleggene lå mellom $0,08 \text{ mg/kg TS}$ og $1,1 \text{ mg/kg TS}$ (gjennomsnitt $0,41 \text{ mg/kg TS}$). Det ble utført en screeningundersøkelse på fire norske rensesanlegg i 2006 (Nedland og Paulsrud, 2006), som fant BPA konsentrasjoner i slam mellom $0,6 \text{ mg/kg TS}$ og $3,2 \text{ mg/kg TS}$ med gjennomsnitt på $1,4 \text{ mg/kg TS}$. I tillegg er det også blitt gjennomført BPA analyser av slam på svenske rensesanlegg (Naturvårdsverket, 2006), med gjennomsnitt på 7 mg/kg TS . I en annen svensk undersøkelse (Kaj *et al.*, 2007) ble det funnet $0,47 \text{ mg/kg TS}$ i slam.

BPA-konsentrasjonene i slam i denne studien ligger innenfor det området som ble funnet i de norske tidligere undersøkelsene. I forhold til den svenske undersøkelsene fra Naturvårdsverket i 2006 viser denne studien noe lavere konsentrasjoner av BPA i slam.

Innløps- og utløpsvann ble analysert for BPA i 2006 (Storhaug og Blytt 2008) ved to rensesanlegg og her varierte BPA mellom $0,22 \mu\text{g/l}$ og $1,8 \mu\text{g/l}$ i innløpsvannet og mellom $0,16 \mu\text{g/l}$ og $0,37 \mu\text{g/l}$ i utløpsvannet. I en svensk undersøkelse (Kaj *et al.*, 2007) var gjennomsnittskonsentrasjonen på i innløpsvannet $2,1 \mu\text{g/l}$ og i utløpsvannet på $1,1 \mu\text{g/l}$.

Beregninger av BPA vil kun være er grovt estimat på grunn av begrenset antall prøver, men gjennomsnittet for biologisk-kjemisk anlegg hadde et spesifikt utslipp på $14 \text{ mg BPA / person og år}$, se tabell 6. Beregningene for de kjemiske anleggene for BPA tillegges liten verdi, siden TAU rensesanlegg har et utslipp som mest sannsynlig skyldes andre forhold.



Figur 2 Gjenomsnittskonsentrasjon for Bisfenol A i slam, avløpsvann på innløp og utløp.

5.1.3. 2,4,6-Tri-tert.-betylfenol (2,4,6- TTBF)

Ingen av prøvene ga resultater som var over deteksjonsgrensen for analysen av 2,4,6-Tri-tert.-betylfenol (2,4,6-TTBF). 2,4,6-TTBF diskuteres derfor ikke videre i rapporten. Det har ikke vært mange undersøkelser på dette stoffet i avløpsvann og slam tidligere. En tidligere undersøkelse gjennomført i Sverige i 2003 fant konsentrasjoner av dette stoffet i slam fra rensesanlegg i 18 av 29 prøver. Konsentrasjonene i disse prøvene lå mellom 0,17 ng/g TS og 8 ng/g TS (Remberger, 2003). Samme undersøkelse fant også konsentrasjoner av 2,4,6-TTBF i innløps- og utløpsvann fra rensanleggene. 2,4,6-TTBF ble detektert i 8 av 9 prøver av innløpsvannet, og konsentrasjonen varierte mellom 0,36 ng/l og 12 ng/l. Disse verdier lå stort sett under deteksjonsgrensene som er brukt i denne undersøkelsen (10 – 100 ng/l evt µg/kg TS for slam). Det ble også detektert 2,4,6-TTBF i utløpsvannet fra de svenske rensanleggene. Konsentrasjonene i avløpsvannet lå mellom 0,051 ng/l og 1,6 ng/l, som også er under deteksjonsgrensene som er blitt brukt i denne studien.

5.1.4. Triklosan

Det var funnet triklosan i alle prøvene i undersøkelsen, og av resultatene kan man se at innholdet av triklosan reduseres gjennom anlegget og man finner triklosan igjen i slammet. I denne undersøkelsen har man funnet konsentrasjonen av triklosan i slam fra 700 µg/kg TS til 3331 µg/kg TS. Gjennomsnittet var på 1791 µg/kg TS. Gardermoen hadde den høyeste konsentrasjonen i både slam og i utløpsvann. I figur 3 er gjenomsnittskonsentrasjonene angitt. Det er lite som tyder på at de ulike rensesprinsippene gir forskjellig reduksjon av triklosan. Det er påfallende at både Bekkelaget og Gardermoen har høyere konsentrasjon av triklosan i slammet enn Knappen og TAU som er kjemiske anlegg. Dette tyder på at triklosan ikke brytes ned i råtnetankene ved Gardermoen og Bekkelaget og at de muligens oppkonsentreres noe pga nedbrytning av organisk stoff.

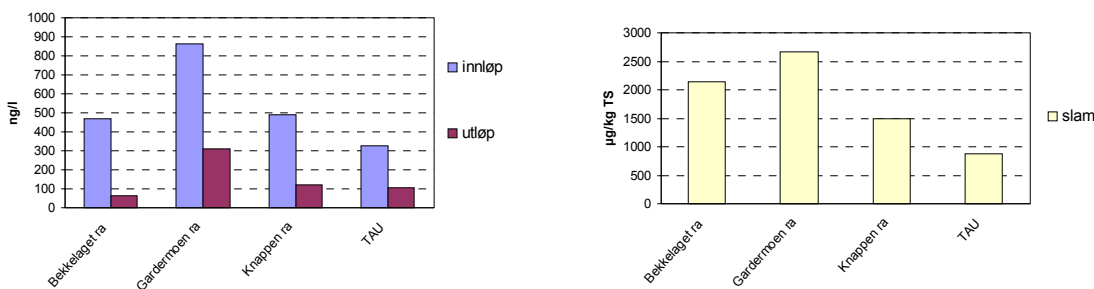
Beregninger av spesifikk tilførsel og utslipp per person og år for triklosan gir kun et grovt estimat på grunn av begrenset antall prøver. Spesifikk tilførsel var mellom 46 og 63 mg/person år, og spesifikt utslipp mellom 7,6 og 26 mg/person år.

I en undersøkelse på svenske rensesanlegg fant Junestedt, *et al.* (2005) konsentrasjon av triklosan mellom 400 ng/l og 1600 ng/l i innløpsvannet, med et gjennomsnitt på 700 ng/l, og mellom 10 og 800 ng/l, med et gjennomsnitt på 100 ng/l i utløpsvannet. Det ble også funnet triklosan mellom 100 ng/l og 1500 ng/l i innløpsvann og opp til 200 ng/l i utløpsvann i en annen svenske studie (Samsøe-Pedersen *et al.*, 2003). I en undersøkelse ved ett rensesanlegg i Sverige (Kaj *et al.*, 2007) ble det funnet en gjennomsnittlig triklosankonsentrasjon på 1418 ng/l på innløpsvann som ikke var påvirket av industriavløp. Utløpskonsentrasjonen fra samme rensesanlegg var på 650 ng/l.

Analysen av slam fra fire rensesanlegg i Sverige i perioden 2004 - 2005 viste konsentrasjoner av triklosan mellom 820 µg/kg TS og 3900 µg/kg TS og med et gjennomsnitt på 2093 µg/kg TS, (Junestedt *et al.*, 2005). I løpet av 2001 og 2002 ble det også gjennomført analyser av triklosan i slamprøver fra svenske rensesanlegg, og der det ble funnet konsentrasjoner av triklosan mellom 28 µg/kg TS og 15 600 µg/kg TS (Samsøe-Pedersen *et al.* 2003). I en undersøkelse ved ett rensesanlegg i Sverige (Kaj *et al.*, 2007) ble det funnet triklosankonsentrasjoner i utråtnet slam på 18 000 µg/kg TS. I den samme undersøkelsen ble det funnet 4 550 og 2 650 µg/kg TS i henholdsvis bioslam og forsedimentert slam fra samme rensesanlegg.

Generelt kan man si at konsentrasjonene av triklosan i slam i denne undersøkelsen er på nivå med det som er funnet i studier fra andre nordiske land. Både innløps- og utløpskonsentrasjonene i denne undersøkelsen er på samme nivå som det som er funnet i tilsvarende undersøkelser for svenske rensanlegg (Samsøe-Pedersen *et al.*, 2003, Junestedt, *et al.*, 2005 og Kaj *et al.*, 2007).

Triklosan er toksisk for terrestriske organismer. Dersom slam har en konsentrasjon på 1,8 mg/kg TS (gjennomsnitt i denne undersøkelsen), og man benytter 2 tonn TS per daa per ti år som er vanlig doseringspraksis for slam i dag, vil man få en konsentrasjon i jord på 161 µg triklosan / kg jord i de øverste 15 cm ved å bruke en jordtetthet på 1,5 kg /l. Dersom slam generelt inneholder 1,8 mg triklosan/kg TS vil man med dagens bruk av slam på jordarealer i Norge spre 153 kg triklosan på jord per år etter dersom man bruker prinsipper for beregning av diffust utslipp fra slam (Eriksen *et al.*, 2009).



Figur 3 Gjennomsnittskonsentrasjon for triklosan i avløpsvann på innløp og utløp og slam.

5.1.5. PFOA

Det ble funnet PFOA i avløpsvannet på alle rensanleggene, men det var liten forskjell i konsentrasjoner mellom prøver av innløpsvannet og utløpsvannet. På Bekkelaget ra. ble det ikke funnet PFOA over deteksjonsgrensen i noen av slamprøvene, og det var kun en slamprøve fra Kappen ra. hvor PFOA var over deteksjonsgrensen. På Gardermoen ra ble det påvist PFOA i alle slamprøvene og i slammet på TAU ra ble PFOA påvist i 2 av 3 prøver. I figur 4 er gjennomsnittskonsentrasjonene for anleggene vist.

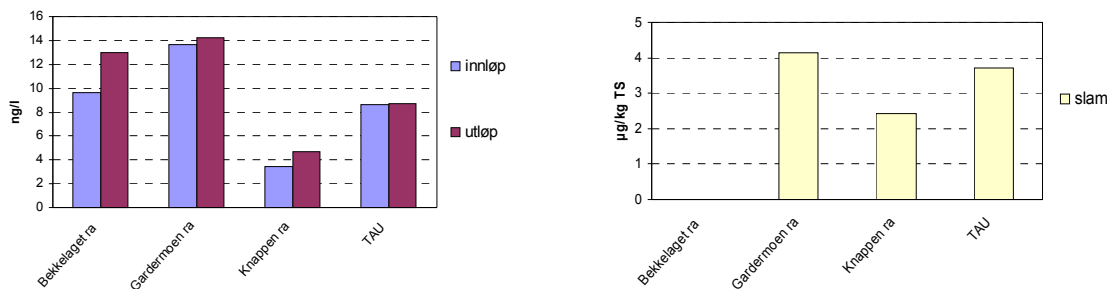
Beregninger av spesifikk tilførsel og utslipp per person og år for PFOA gir kun et grovt estimat på grunn av begrenset antall prøver. Spesifikk tilførsel var mellom 0,4-1,1 mg PFOA per person og år og spesifikt utslipp lå det mellom 0,5-1,7 mg PFOA per person og år. Det er lite som tyder på at PFOA reduseres gjennom anleggene, og dette støttes ved at det var ikke spesielt høye konsentrasjoner av PFOA i slam.

I tidligere undersøkelser i 2006 fant man verken PFOA i innløp eller i utløpsvann ved de to norske rensanlegg, (Storhaug, 2008). Analyser av avløpsvann i en nordisk undersøkelse i 2003 viste konsentrasjoner av PFOA i utløpsvannet mellom 1,3 og 22,8 ng/l (Kallenborn, 2004). I en norsk screeningundersøkelse i 2007 ble det ikke detektert PFOA i verken innløpsvann, utløpsvann og slam ved tre rensanlegg (Green, *et al.* 2008). Det ble gjennomført analyser av slam på 10 norske rensanlegg i perioden 2006/2007 (Blytt, 2007), men man fant kun PFOA i slam fra Gardermoen rensanlegg og den hadde PFAO konsentrasjon på 16 µg/kg TS. I denne undersøkelsen fant man konsentrasjoner av PFOA på ca 4 µg/kg TS på Gardermoen.

Ved Gardermoen ra er det utført tre ekstraordinære undersøkelser av PFOA i perioden 2008 til 2009 i slam på grunn av mistanke om forurensning fra brannskum fra et øvingsfelt fra flyplassen. Fra disse undersøkelsene kan man anta at PFOA ikke brytes ned under slambehandlingen i råtnetankene, (Paulsrud, 2009).

Stikkprøver av slam fra norske fire rensanlegg viste konsentrasjoner mellom 0,2 og 2,2 µg/kg TS (Nedland og Paulsrud, 2006). En annen studie gjennomført i 2003 på flere rensanlegg i Norden, viste konsentrasjoner av PFOA mellom 0,25 ng/kg (våt vekt) og 0,78 ng/kg (våt vekt) (Kallenborn, 2004). Siden analyseresultatene er oppgitt per kg våt vekt, er disse umulig å sammenlikne med resultatene

fra andre undersøkelser. Konsentrasjonene av PFOA i avløpsvann og i slam i denne undersøkelsen ligger på samme nivå som det som er rapportert i tidligere undersøkelser.



Figur 4 Gjennomsnittskonsentrasjon for PFOA i avløpsvann på innløp, utløp og slam

5.1.6. Dodecylfenol

Ingen av prøvene viste resultater som var over deteksjonsgrensen for analysen av dodecylfenol. Dodecylfenol diskuteres derfor ikke videre i rapporten i særlig grad. Det finns lite data tilgjengelig om konsentrasjoner av dodecylfenol i slam og avløpsvann. En undersøkelse gjennomført i svenske rensanlegg fant 4-dodecylfenol i 5 av 24 slamprøver (Remberger, 2003). Konsentrasjonen av 4-dodecylfenol lå mellom 30 µg/kg TS og 150 µg/kg TS. I samme undersøkelse ble det analysert for 4-dodecylfenol i innløps- og utløpsvann, men det ble ikke detektert konsentrasjoner av dette stoffet i de 6 prøvene som var tatt fra innløpsvannet (deteksjonsgrense 60 ng/l). Det ble heller ikke detektert konsentrasjoner av 4-dodecylfenol i de 7 prøvene tatt fra utløpet (deteksjonsgrense 70 ng/l).

6. Referanser

- Blytt L.D. (2007) Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelse i 2006/07, NORVAR-rapport 157-2007
- Blytt, L.D. (2008) Resultater fra tillegundersøkelse av slam med hensyn til ulike mikroforurensninger, Notat 3, april til Mattilsynet, O-07071
- Eriksen, G.S., Amundsen, C.E. Bernhoft A., Eggen, t., Grave, K., Halling-Sørensen, B., Källqvist T. Sogn, T. and Sverdrup L.(2009) Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils
- Fjeld, E., Schlabach, M. Berge, J.A., Green, N., Eggen T., Snilsberg, P, Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg., G, Enge., E,K, Dye, C, og Gundersen, H, (2005) Kartlegging av utvalgte organiske miljøgifter 2004, Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og icofol, SFT rapport TA-2096/2005, NIVA rapportnr, 5011-2005,
- Green, N., Schlabach, M., Bakken, T., Brevik, E,M., Dye, C., Herze, D., Huber, S., Ploaz, B., Remberger, M., Schøyen, M., Uggerud, H,T and Voglesang, C, (2008) Screening of selected materials and new organic contaminants 2007, TA-2367/2008, NIVA rapportnr, 5569-2008
- Junestedt, C., Ramberg, M., Remberger, M. and Ek, M. (2005) Biocides in wastewater and in sewage sludge, Report from the Nordic Biocide Group, Nordic Council of Ministers,
- Kaj, L., Ekheden, Y., Dusan, B., Hansson, K, Cousins, A,P., Remberger, M., Brorström-Lundén, E., Schlabach, M. (2007) Screening 2004 - oppføljingsprosjekt Analys av oktaklorstyren, flyktige etylsiloxaner, visse fenoler och endosulfan, IVL-rapport B1745,
- Kaj, L., Schlabach, M., Andersson, J., Cousins, A,P., Schmidbauer, R., Brorström-Lundén, E, (2005), Siloxanes in the Nordic environment, Nordisk Ministerråd, Tema Nord Rapport 2005:593,
- Kallenborn, R., Berger, U. and Jærnberg, U. (2004), Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment, Nordisk Ministerråd, Tema Nord 2004:552,
- Miljøstatus <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Kjemikalielister/Prioritetslisten/>
- Naturvårdsverket (2006) Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 2003 – 2004 Rapport nr. 5524
- Nedland K.T. og Paulsrud B, (2006) Screeningundersøkelse av metaller og organiske miljøgifter i slam fra fire norske renseanlegg, Aquateam rapport 06-031, O-06072
- Nedland, K.T. (2002) Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra en ny undersøkelse i 2001-02, Aquateam rapportnr. 02-018, O-01031
- Paulsrud B. (2009) Personlig meddelelse
- Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Sternbeck, J., Kvernes, E., Brorstrøm-Lunden, E. (2003) Screening tertiary butylphenols, methylphenols, and long-chain alkylphenols in the Swedish environment, IVL Report B1594,
- Samsøe-Petersen, L., Winther Nielsen, M., Madsen, T. (2003) Environmental Project No 861, Fate and effects of triclosan, Miljøstyrelsen, Denmark,
- Schlabach M. Andersen, M.S, Green, N., Schøyen M and Kaj, L. (2007) Siloxanes in the Environment in the inner Oslofjord, SFT rapport TA-2269/2007 NILU rapport 986/2007
- SFT (2007) Veileder for prøvetaking og analyse av miljøgifter i innløp og utløp fra norske renseanlegg TA-2220/2007
- Snilsberg, P., Eggen, T., Fjeld, E. Schlabach M. (2005) Vurdering av bromerte flammehemmere fra Mjøsa fra deponier, kommunale renseanlegg og elver. SFT rapport 2104/2005, Jordforskrapport 65/05
- Storhaug R. og Blytt, L.D, (2008) Tungmetaller og organiske miljøgifter i innløps- og utløpsvann fra kommunale renseanlegg i 2006. Aquateam rapport 07-029, O-07025