

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Midt-Norge
Gaustadalléen 21 0349 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 Internet: www.niva.no	Televeien 3 4879 Grimstad Telefon (47) 37 29 50 55 Telefax (47) 37 04 45 13	Sandvikaveien 41 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Nordnesboder 5 5817 Bergen Telefon (47) 55 30 22 50 Telefax (47) 55 30 22 51	Postboks 1266 7462 Trondheim Telefon (47) 73 54 63 85 / 86 Telefax (47) 54 63 87

Tittel Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa via kommunale renseanlegg og elver, 2006	Løpenr. (for bestilling) 5444-2007	Dato juni 2007
	Prosjektnr. Undernr. O-25306	Sider Pris 93 s. + vedlegg
Forfatter(e) Eirik Fjeld, NIVA Sigurd Rognerud, NIVA Ellen Katrin Enge, NILU Anders R. Borgen, NILU Christian Dye, NILU	Fagområde Overvåkning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Øst-Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn, SFT	Oppdragsreferanse kontrakt nr. 3007028
--	---

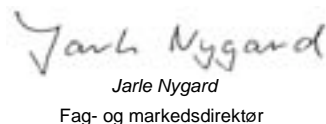
Sammendrag

Forekomsten av bromerte flammehemmere (PBDE og HBCDD), PCB, bisfenol A, klorerte parafiner (SCCP og MCCP) og kvikksølv i vann og slam fra kommunale avløpsrenseanlegg (RA) omkring Mjøsa har blitt kartlagt i perioden høsten 2005 – vinteren 2006. Prøver fra de viktigste innløpselvene, samt fra avløps- og overvannsnettet i Lillehammer, Gjøvik og Hamar har også vært inkludert i undersøkelsen. Resultatene viser at av de undersøkte anleggene og elvene, er Lågen i dag viktigste tilførselsvei for de aktuelle miljøgiftene. Tilførslene via renseanleggene er likefullt betydningsfull for flere miljøgifter, særlig penta-BDE (teknisk blanding av PBDE), PCB og kvikksølv. Konsentrasjonen av penta-BDE er fortsatt noe forhøyet ved Lillehammer RA sammenliknet med de andre anleggene, trolig på grunn av rester i avløpsnettet etter tidligere påslipp av forurenset prosessvann fra en tekstilbedrift. Enkle massebalanser for renseanleggene indikerer at prøvetakningen av innløpsvannet ikke har vært representativ for flere av de undersøkte forbindelsene. Sammenlikning med tidligere data fra Lillehammer RA og Rambekk RA viser en markant reduksjon av konsentrasjonene av penta-BDE i innløpsvannet og slammet. Konsentrasjonene i overflateavrenningen fra byområdene var i hovedsak innenfor variasjonsbredden funnet i utløpsvannet fra renseanleggene, og den anses derfor som mindre betydningsfull i tilførselsregnskapet for Mjøsa. Kanalen under Strandtorget ved Lillehammer hadde sedimenter som var betydelig forurenset av PBDE og HBCDD, og det antas at dette kan ha vært en viktig tilførselsvei for slik forurensning til Mjøsa.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. organiske miljøgifter	1. organic pollutants
2. bromerte flammehemmere	2. brominated flame retardants
3. renseanlegg	3. sewage treatment plant
4. ferskvann	4. freshwater


Eirik Fjeld
Prosjektleder


Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder


Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa via kommunale rensanlegg og elver (TA-2270/2007)

**Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa via kommunale renseanlegg
og elver, 2006**

Forord

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) kartlagt tilførselen av utvalgte miljøgifter til Mjøsa gjennom kommunale rensanlegg og elver i 2006. Det har vært analysert for ulike bromerte flammehemmere, PCB, bisfenol A, klorerte parafiner og kvikksølv.

Bakgrunnen for undersøkelsen er resultatene fra tidligere overvåkinger av Mjøsa som har vist høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere i sedimenter og fisk. Flammehemmeren har høyst sannsynlig blitt tilført Mjøsa gjennom det kommunale avløpsnett og rensanlegget på Lillehammer. Videre har Mjøsa lenge vært forurenset med PCB og kvikksølv, hvilket har forårsaket kostholdsrad på fisk fra Mjøsa.

Formålet med undersøkelsen var å kartlegge massestrømmen av miljøgifter gjennom rensanleggene, og kvantifisere mengdene som tilføres Mjøsa via disse. Et grovt anslag på tilførslene fra viktige elver skulle også beregnes, samt betydningen av overflateavrenning fra byområder.

Det omfattende arbeidet med de kjemiske analysene av miljøgiftene er gjort ved NILU, og seniorforsker Ellen Katrin Enge har vært ansvarshavende for denne delen av undersøkelsen. Anders R. Borgen gjort en vesentlig innsats for kvantifiseringen av SCCP/MCCP, og Christian Dye har gjort tilsvarende for TBBPA og BPA. Ellers må nevnes Erik Andresen (Hg), Iren Elisabeth Sturtzel og Kirsten Davanger (organisk opparbeidelse), Hans Gundersen og Mebrat Gebremeskel (GC/MS-kjøringer).

Prøvetakningen på rensanleggene har blitt gjort av personalet ved disse, og prøvetakningen av overflateavrenning og i Lillehammers avløpssystem har blitt gjort av personell i de respektive kommuner.

Prøvetakningen av elvene har blitt gjort av NIVA ved DA-leder Sigurd Rognerud og forsker Eirik Fjeld. Hovedansvarlig for rapporteringen av prosjektet har vært Eirik Fjeld.

For oppdragsgiver har ansvarlig saksbehandler vært seniorrådgiver Jon L. Fuglestad.

En stor takk rettes til alle medarbeidere og involverte for et godt samarbeide.

Oslo, juni 2007

Eirik Fjeld

Innhold

1. Sammendrag	1
2. Extended abstract	6
3. Bakgrunn og formål	10
4. Materiale og metoder	11
4.1 Stasjonsbeskrivelse	11
4.2 Prøvetaking	12
4.3 Kjemisk analyse	12
4.3.1 Analyserte forbindelser	12
4.3.2 Organiske komponenter (PCDD/PCDF, PCB, PBDE, HBCDD, TBBPA, SCCP, MCCP, BPA).....	13
4.3.3 Kvikksølv (Hg).....	14
5. Polybromerte difenyletere (PBDE)	15
5.1 PBDE i Lillehammer RA	15
5.1.1 Konsentrasjoner	15
5.1.2 Massestrømberegninger	17
5.1.3 Trendanalyse	18
5.2 PBDE i Rambekk RA	21
5.2.1 Konsentrasjoner	21
5.2.2 Massestrømberegninger	24
5.2.3 Trendanalyse	25
5.3 PBDE i HIAS RA	27
5.3.1 Konsentrasjoner	27
5.3.2 Massestrømberegninger	30
5.4 Nes RA.....	32
5.4.1 Konsentrasjoner	32
5.4.2 Massestrømberegninger	34
5.5 PBDE i Breiskallen RA	35
5.5.1 Konsentrasjoner	35
5.5.2 Massestrømberegninger.....	36
5.6 Tilførsler fra elver.....	37
5.6.1 Konsentrasjoner	37
5.6.2 Massestrømberegninger	38
5.7 Samlet bidrag til Mjøsa fra renseanlegg og elver.....	39
5.8 PBDE – diskusjon av resultater	40
5.8.1 Tilførsler til Mjøsa.....	40
5.8.2 Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg	41
5.8.3 Tidsutvikling	44
5.8.4 Konsentrasjoner i elvene	44
6. Heksabromsyklododekan (HBCDD)	46
6.1 Renseanleggene	46
6.1.1 Konsentrasjoner	46
6.1.2 Massestrømberegninger	48
6.1.3 Trendanalyser	50
6.2 Tilførsler fra elver.....	51

6.2.1	Konsentrasjoner	51
6.2.2	Massestrømberegninger	52
6.3	Samlet bidrag til Mjøsa fra renseanlegg og elver.....	52
6.4	HBCDD – diskusjon av resultater	54
6.4.1	Tilførsler til Mjøsa.....	54
6.4.2	Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg	54
6.4.3	Tidsutvikling	55
6.4.4	Konsentrasjoner i elvene.....	55
7.	Polyklorerte bifenyler (PCB).....	56
7.1	Renseanleggene	56
7.1.1	Konsentrasjoner	56
7.1.2	Massestrømmer.....	58
7.2	Elver.....	60
7.2.1	Konsentrasjoner	60
7.2.2	Massestrømmer.....	60
7.3	Samlet bidrag til Mjøsa fra renseanlegg og elver.....	61
7.4	PCB – diskusjon av resultater	62
7.4.1	Tilførsler til Mjøsa.....	62
7.4.2	Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg	63
7.4.3	Konsentrasjoner i elvene.....	64
Bisfenol A (BPA)	65	
7.5	Renseanlegg	65
7.5.1	Konsentrasjoner	65
7.5.2	Massestrømmer.....	66
7.6	Elver.....	68
7.6.1	Konsentrasjoner	68
7.6.2	Massestrømmer.....	69
7.7	Samlet tilførsel til Mjøsa fra renseanlegg og elver.....	69
7.8	Bisfenol A – diskusjon av resultater.....	70
7.8.1	Tilførsler til Mjøsa.....	70
7.8.2	Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg	70
7.8.3	Konsentrasjoner i elvene.....	71
8. Klorerte parafiner (SCCP, MCCP)	72	
8.1	Renseanlegg	72
8.1.1	Konsentrasjoner	72
8.1.2	Massestrømmer.....	75
8.2	Klorerte parafiner – diskusjon av resultater.....	76
8.2.1	Tilførsler til Mjøsa.....	76
8.2.2	Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg	77
9. Kvikksølv (Hg).....	79	
9.1	Renseanlegg	79
9.1.1	Konsentrasjoner	79
9.1.2	Massestrømmer.....	81
9.2	Kvikksølv – diskusjon av resultater.....	83
9.2.1	Tilførsler til Mjøsa.....	83
9.2.2	Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg	83

10. Undersøkelse av avløps- og overvannsnett	85
10.1 Bromerte flammehemmere.....	85
10.2 Andre organiske miljøgifter og kvikksølv	87
11. Referanser	89

1. Sammendrag

På oppdrag av Statens Forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) kartlagt forekomst av utvalgte miljøgifter i kommunale avløpsrenseanlegg omkring Mjøsa i perioden høsten 2005 – vinteren 2006. Prøver fra de viktigste innløpselvene, samt fra avløps- og overvannsnettet i byer har også vært inkludert i undersøkelsen.

Formålet med undersøkelsen har vært å kartlegge massestrømmen av miljøgifter igjennom rensanleggene, og kvantifisere mengdene som ble tilført Mjøsa via disse. Et grovt anslag på tilførslene fra viktige elver skulle også beregnes, samt betydningen av overflateavrenning fra byområder.

Undersøkelsen omfatter fem rensanlegg, hvorav det fra fire (Lillehammer RA, Rambekk RA i Gjøvik, HIAS RA i Hamar, Nes RA) ved 6–13 anledninger ble tatt vann- og slamprøver i perioden november 2005 – desember 2006. Et mindre anlegg (Breiskallen RA, Vestre Toten kommune) ble prøvetatt kun 3 ganger i løpet av 2006, og massebalansen (beregnete mengder inn og ut av anlegget) for dette vil derfor ikke bli drøftet. Det skjer en overføring av slam mellom anleggene (Lillehammer RA og Breiskallen RA sender slam til Rambekk RA. Nes RA sender slam til HIAS RA.), og noen av anleggene mottar mindre mengder eksternt slam og septik, med ukjent innhold av miljøgifter. Dette er forhold som må tas hensyn til under beregningen og vurderingen av massebalansene.

Fra Lågen (hovedtilløpselva til Mjøsa) oppstrøms Lillehammer, Hunnselva ved Gjøvik, og Svartelva ved Hamar, ble det ved fire anledninger tatt vannprøver med en høyvolums vannprøvetaker.

Fra Lillehammer by ble det tatt stikkprøver fra det kommunale avløpsnettet for å spore eventuelle gradienter i konsentrasjonene av miljøgifter oppstrøms og nedstrøms tilkoplingspunktet for prosessvann fra Gudbrandsdalens Uldvarefabrik. Videre ble det tatt prøver av deler av overvannsavrenningen fra byområder i Lillehammer, Gjøvik og Hamar. Vann- og slamprøver ble analysert for bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD, TBBPA), polyklorerte bifenyler (PCB), bisfenol A, klorerte parafiner (SCCP, MCCP) og kvikksølv. Prøvene fra rensanleggene var mengdeproposjonale vannprøver, innsamlet i løpet av en uke. Flammehemmeren TBBPA (tetrabrombisfenol A) hadde for majoriteten av vannprøver konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrenser (60 %, variable og dels høye grenser: <1 - < 45 ng/l) og konsentrasjonene i slam var lave (median 11 ng/g tørrstoff) og er ikke videre omtalt i rapporten. For elvene har vi ikke resultater for klorerte parafiner og kvikksølv.

Resultater fra rensanleggene og elvene

Generelt var det problemer med massebalansene for de undersøkte miljøgiftene ved de fleste anleggene. For flere av de mest persistente organiske stoffene var det ved noen anlegg en tendens til at de årlige mengdene som ble tatt ut med slammet fra anleggene var større enn tilbakeholdelsen i anlegget, beregnet som differansen mellom årlige mengder i innløps- og utløpsvannet. Vår hypotese er at dette i første rekke skyldes en ikke-representativ prøvetakning av det partikkelrike innløpsvannet. De organiske forbindelsene som studeres er lite vannløselige, og er i hovedsak antatt å være knyttet til organiske partikler og fett i innløpsvannet. Dersom innløpsvannet ikke er godt homogenisert kan det ha blitt prøvetatt på en ikke-representativ fraksjon. For andre organiske forbindelser som

kan biodegraderes i anlegget har vi ikke informasjon på nedbrytningsrater, og vi mangler derfor mål på potensielt viktige tapsprosesser. Videre kunne det være en høy variabilitet i konsentrasjonene i de ukebaserte blandprøvene av innløpsvannet, noe som gjør at estimatene av de årlige massestrømmene blir usikre. Prøvetakningen av utløpsvannet anser vi å være mer uproblematisk med tanke på representativitet, da dette er rensert vann med lavt partikkelinnhold. Det er også en viss usikkerhet i analyseresultatene, noe som også har betydning for massebalansene og estimater på årlig tilførsel til Mjøsa.

For elvene er utregningene basert på kun fire stikkprøver, hvilket gjør at estimatene av årlig massetransport er lite robuste ovenfor feilkilder som tilfeldige variasjoner i konsentrasjonene, kontaminering av prøvetaker, analysefeil etc. For en så stor elv som Lågen, med en årlig vannføring på omlag 7800 millioner m³, vil mindre feil i midlere konsentrasjon kunne utgjøre en betydelig mengde i estimert årlig tilførsel.

Polybromerte difenyleter, PBDE

De enkelte kongenerene ble gruppert ut fra deres tilhørighet i de tekniske produktene som kalles penta-BDE, okta-BDE og deka-BDE. Penta-BDE er stoffgruppen med de mest miljøskadelige egenskapene. En tekstilbedrift i Lillehammer benyttet disse i sin produksjon i tidsrommet 1997–2003, og vi finner disse forbindelsene i høye konsentrasjoner i fisken og overflatesedimentene nord i sjøen.

Årlig tilførsel av PBDE fra de undersøkte rensanleggene og elvene var beregnet til nær 700 g, hvorav andelen penta-BDE, okta-BDE og deka-BDE var henholdsvis 14 %, 15 % og 71 %.

Årlig mengde PBDE tatt ut med slammet var vesentlig større enn beregnet retensjon i anleggene ved Lillehammer RA og Rambekk RA (særlig penta-BDE), mens det for HIAS RA og Nes RA var bedre samsvar mellom disse estimatene.

Årlig tilførsel av penta-BDE til Mjøsa fra de undersøkte kildene var beregnet til 94 g. Lågen var største kilde med en årlig tilførsel på 49 g, mens de to øvrige elvene bidro med 8 g. Rensanleggenes samlede bidrag var ca. 37 g, med Lillehammer RA som viktigste med årlige tilførsler på ca. 21 g. Rambekk RA og HIAS RA bidro med omlag 15 g, men de to øvrige anleggenes bidrag var ubetydelig (~ 1 g). De midlere konsentrasjonene av penta-BDE i innløpsvannet var 2,5–43,9 ng/l, med høyest konsentrasjon i Nes RA. I utløpsvannet var de midlere konsentrasjonene 0,39–3,74 ng/l, med høyeste konsentrasjon fra Lillehammer RA. Middelkonsentrasjonene i slammet varierte mellom ca. 47–498 ng/g tørrvekt, med høyeste konsentrasjoner i Lillehammer RA og Rambekk RA. I elvene var de midlere penta-BDE konsentrasjonene omlag 6–35 pg/l.

En trendanalyse, som inkluderte data fra høsten 2003 av, viste en betydelig og statistisk signifikant avtagende trend i konsentrasjonen av penta-BDE i innløpsvannet og i slammet fra Lillehammer RA og Rambekk RA. For Rambekk RA ble det også påviste en statistisk signifikant avtagende trend i konsentrasjonen i utløpsvannet. Ved Lillehammer RA, som har mottatt forurenset prosessvann fra angjeldende tekstilbedrift, var årlig uttak av penta-BDE med slammet beregnet 0,85 kg for 2006. Dette er trolig en betydelig nedgang fra 2003, hvor konsentrasjonen i en slamprøve fra desember 2003 antyder et årlig uttak med slammet på 36 kg. Vi antar at dagens noe forhøyede konsentrasjonene i innløpsvannet til Lillehammer RA i første rekke skyldes rester av penta-BDE forurensninger fra tekstilfabrikken som ligger igjen i avløpssystemet.

Årlig tilførsel av deka-BDE til Mjøsa fra de undersøkte kildene var beregnet til nær 500 g. Lågen var suverent største kilde med en årlig tilførsel på omlag 380 g, mens rensanleggenes samlede bidrag var omlag 50 g. De midlere konsentrasjonene i innløpet av rensanleggene varierte mellom 13,7–1052 ng/l, i utløpet mellom 0,6–4,4 ng/l, og i slammet 232–1461 ng/g tørrvekt. Midlere konsentrasjon i elvene varierte mellom 49–224 pg/l.

Årlig tilførsel av okta-BDE til Mjøsa fra de undersøkte kildene var beregnet til drøyt 100 g. Lågen var dominerende kilde med nær 90 g, mens rensanleggenes samlede bidrag var omlag 9 g. De midlere konsentrasjonene i innløpet av rensanleggene varierte mellom 0,8–15 ng/l, i utløpet mellom 0,2–0,8 ng/l, og i slammet 5,2–46 ng/g tørrvekt. Midlere konsentrasjon i elvene varierte mellom 3–30 pg/l.

Heksabromsyklododekan, HBCDD

Den aktuelle tekstilbedriften i Lillehammer benyttet HBCDD i produksjonen fra midten av 1990-tallet og fram til 2000, og vi finner forhøyede konsentrasjoner av disse i fisken i Mjøsa og overflatesedimentene nord i sjøen.

Konsentrasjonen av de enkelte HBCDD-isomerene i utløpsvannet fra rensanleggene var ofte under deteksjonsgrensen (gjærne mellom 0,5–1 ng/l), og disse resultatene har blitt byttet ut med halve denne. Dette gjør at utslippsmengdene fra rensanleggene er beheftet med en høy usikkerhet og må ses på som et omtrentlig anslag.

Årlig tilførsel av HBCDD til Mjøsa fra de undersøkte kildene var beregnet til omlag 55 g. Lågen var største kilde med en årlig tilførsel på omlag 26 g, mens de to øvrige elvene bidro med 2 g. Rensanleggenes samlede bidrag var omlag 26 g, og Lillehammer RA, Rambekk RA og HIAS RA sto for 24 g av disse. I tilførslene dominerte α - og γ -isomerene. Ved de to rensanleggene med et biologisk rensetrinn, Lillehammer RA og HIAS RA, var det en negativ massebalanse for HBCDD, og mengdene som gikk ut med slammet var mindre enn retensjonen. Forskjellen var særlig stor for HIAS RA. HBCDD kan biodegraderes under anaerobe betingelser, og den negative massebalansen for disse to anleggene kan tyde på at det har skjedd en nedbrytning i disse. For Rambekk RA og Nes RA var det et noe bedre samsvar mellom disse estimatene.

De midlere konsentrasjonene av HBCDD i innløpsvannet fra rensanleggene var 1,4–22,5 ng/l, i utløpsvannet 0,39–3,74 ng/l, og i slammet 0,9–101 ng/g tørrvekt. I elvene var de midlere HBCDD konsentrasjonene omlag 3.1–10.6 pg/l. En trendanalyse som inkluderte data fra høsten 2003 av, viste en betydelig og statistisk signifikant avtagende trend i konsentrasjonen av HBCDD i slammet fra Lillehammer RA og Rambekk RA, og i innløpsvannet fra Lillehammer RA.

Polyklorerte bifenyler, PCB

Årlig tilførsel av sum PCB (total mengde) og sum PCB7 (summen av syv vanlig analyserte kongenerer) fra de undersøkte kildene var beregnet til henholdsvis ca. 1100 g og ca. 420 g. Lågen var viktigste kilde med en årlig tilførsel av sum PCB på omlag 570 g, hvorav omlag 240 g var sum PCB7. Rensanleggenes samlede bidrag var beregnet til 455 g for sum PCB, hvorav omlag 150 g var sum PCB7. Blant rensanleggene var HIAS RA viktigste utslippskilde.

Ved Lillehammer RA og Nes RA var årlige mengder PCB tatt ut i slammet vesentlig større enn beregnet retensjon i anleggene, mens det omvendte var situasjonen ved Rambekk RA og HIAS RA. Differansen var særlig stor ved HIAS RA, men dette kan ha sin årsak i at en enkeltprøve av inntaksvannet hadde en uvanlig høy konsentrasjon av PCB. Ekskluderes denne prøveperioden bedres massebalansen for dette anlegget.

De midlere konsentrasjonene av sum PCB7 i innløpsvannet fra renseanleggene var 1,8–33 ng/l, i utløpsvannet 0,4–11, 3 ng/l, og i slammet 12,7–33,5 ng/g tørrstoff. I elvene var de midlere sum PCB7 konsentrasjonene 31–96 pg/l. Konsentrasjonen av sum PCB (total mengde) var i gjennomsnitt omlag 2–3 ganger høyere enn sumPCB7.

Bisfenol A, BPA

Årlig tilførsel av BPA fra de undersøkte kildene ble beregnet til 22,5 kg. Lågen var den absolutt viktigste kilde med en årlig tilførsel 18,5 kg, mens de to andre elvene bidro med 1,2 kg. Renseanleggenes samlede bidrag var 2,8 kg, med Lillehammer RA, Rambekk RA og Nes RA som viktigste kilder (2,4 kg).

BPA er ansett for å være biologisk nedbrytbart vann og i slam i renseanlegg, og uten mål på nedbrytningsratene kan en korrekt massebalanse ikke etableres. I de undersøkte anleggene var årlig mengde ut med slammet mindre eller omlag lik den beregnede retensjonen i anlegget.

Midlere konsentrasjoner av BPA i innløpsvannet fra renseanleggene var 112–326 ng/l, i utløpsvannet 70–326 ng/l, og i slammet 170–1 300 ng/g tørrstoff. I elvene var de midlere BPA konsentrasjonene 2,4–4,7 ng/l.

Klorerte parafiner, SCCP og MCCP

Resultatene for klorerte parafiner begrenser seg til renseanleggene, da det var metodiske problemer med prøvene fra elvene. Samlet årlig tilførsel av SCCP (kortkjededede klorerte parafiner) og MCCP (mellomkjededede) fra de renseanleggene ble beregnet til henholdsvis 1,18 kg og 0,70 kg.

Ved Lillehammer RA, Rambekk RA, og Nes RA var årlige mengder klorerte parafiner tatt ut med slammet tildels betydelig større enn beregnet retensjon i anleggene. Det omvendte var situasjonen ved HIAS RA, hvor mengden SCCP i slammet var særs liten sammenliknet med retensjonen. Klorerte parafiner er ansett som persistente i miljøet, men under visse betingelser kan SCCP biodegraderes. Resultatene fra HIAS RA kan indikere at SCCP har blitt nedbrutt i dette anlegget.

Nes RA hadde avvikende høye konsentrasjoner av klorerte parafiner sammenliknet med de andre anleggene. Den midlere konsentrasjonene av SCCP og MCCP i innløpsvannet her var henholdsvis 2372 ng/l og 5292 ng/l. I de andre anleggene var midlere konsentrasjoner av SCCP 116–318 ng/l og for MCCP var 462–558 ng/l. De høye konsentrasjonen ved Nes RA skyldes at det mottar forurenset vaskevann fra et kommersielt vaskeri.

I utløpsvannet fra renseanleggene var midlere konsentrasjoner av SCCP og MCCP henholdsvis 24–67 ng/l og 10–32 ng/l. Konsentrasjonene av SCCP og MCCP i slammet varierte mellom 75–11 200 ng/g tørrvekt og 74–10 500 ng/g tørrvekt, med de laveste konsentrasjonen ved HIAS RA og de høyeste ved Nes RA og Breiskallen RA.

Kvikksølv

Samlet årlig tilførsel av kvikksølv fra rensanleggene ble beregnet til 1,85 kg, og Lillehammer RA var viktigste kilde med 1,4 kg.

Det var betydelige problemer med massebalansen for kvikksølv ved flere av anleggene. Årlig mengde i slammet var betydelig større enn retensjonen for samtlige anlegg, og for Lillehammer RA og HIAS RA var årlig mengde i utløpsvannet større enn mengden i innløpsvannet. Vi tolker dette som problemer med representativ prøvetakning av innløpsvannet.

De midlere konsentrasjonen i innløpsvannet varierte mellom 30–138 ng/l, i utløpsvannet mellom 15–290 ng/l (høyest for Lillehammer RA), og i slam mellom 0,42–1,23 mg/kg tørrvekt.

Undersøkelse av avløps- og overvannsnett

Det ble tatt to ukeblandprøver på tre ulike punkter av vann fra avløpssystemet i Lillehammer for å spore eventuelle utslipp eller rester av flammehemmere. En klar konsentrasjonsøkning av penta-BDE nedstrøms tilkoplingspunktet for prosessvann fra en tekstilfabrikk skyldes sannsynligvis rester av penta-BDE fra bedriften som har blitt liggende i avløpssystemene. Det ble også påvist en mindre konsentrasjonsøkning av HBCDD i prøven tatt etter utslippspunktet.

Slamprøver fra to overløpskummer i Lillehammer, uten påvirkning av prosessvann fra tekstilbedriften, viste ingen uvanlige konsentrasjoner av flammehemmere. I en kanal som går under Strandtorget ble det funnet store konsentrasjoner av penta-BDE og HBCDD i slamprøver, med høyeste konsentrasjoner i nedre del og ved utløpet av kanalen. Det er antatt at urensset prosessvann fra bedriften har funnet vei via avløpsnettet og til kanalen, og at dette har vært en viktig tilførselsvei for bromerte flammehemmere til Mjøsa.

Konsentrasjonene av flammehemmere og andre miljøgifter i overvannsprøver fra byområder i Lillehammer, Gjøvik og Hamar viste ingen uvanlig høye konsentrasjoner sammenliknet med utløpsvann fra rensanleggene. Skjønnsmessig antar vi at tilførslene av miljøgifter gjennom overvannsnettet til Mjøsa er ubetydelige sammenliknet med tilførslene fra avløpsvannet.

2. Extended abstract

Background and objectives

This report presents the results on the occurrence of halogenated organic pollutants and mercury in wastewater treatment plants and in urban runoff from cities around Lake Mjøsa, Norway. The study has been done on behalf of the Norwegian State Pollution Control Authority (SFT) by The Norwegian Institute for Air Research (NILU) and the Norwegian Institute for water research (NIVA).

Lake Mjøsa has been the recipient of a multitude of environmental contaminants, both classical and emerging, less studied pollutants. This deep fjord lake is the largest lake in Norway (surface area: 356 km², average depth: 153 m, max. depth: 449 m). It is a valuable environmental resource, both recreational and as a drinking water reservoir for the surrounding towns and communities.

In the late 1990s and early 2000s, a textile factory at the town of Lillehammer, close to the inlet river, used brominated flame retardants of the type polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hexabromocyclododecane (HBCDD) in their production. Effluents from the factory were discharged to the lake through the town's drainage or waste water system, resulting in a widespread contamination of fish and sediments (Fjeld et al. 2004a and b, Snilsberg et al. 2005).

SFT started in 2003 a monitoring programme for contaminants in Lake Mjøsa. The program includes both classical and emerging contaminants, due to the pollution history of the lake and the fact that consumption advices for local fish are given because of elevated levels of mercury and PCBs/dioxins. Therefore, the present survey focuses on newer, less studied contaminants, such as different brominated flame retardants, bisphenol A, and chlorinated paraffins together with the classical contaminants, mercury and PCBs.

This survey had two main objectives. The first objective was to map the levels and mass transport of contaminant in influents, effluents and sewage sludge from five wastewater treatment plants around Lake Mjøsa. Also, the concentrations and yearly supply of contaminants were determined for the three main inlet rivers. The second objective was to determine the contaminant concentrations of surface runoff from three surrounding towns, and evaluate their importance as a pollution source to the lake.

The individual water samples from the treatment plants were flow proportional week samples, and dewatered sludge samples were taken at the same occasions. The sampling took place from November 2005 – December 2006. The three largest treatment plants were sampled at 7–12 occasions, whereas two minor plants were sampled at 5 and 3 occasions. The three inlet rivers were sampled with a high volume water sampler, filtering about 200 l of water through a glass fiber filter (retaining the particulate fraction) and polyurethane foam plugs (adsorbing the soluble fraction). The rivers were sampled at the major seasons in 2006. Surface runoff were sampled four times a year in the towns of Lillehammer, Gjøvik and Hamar.

The mass balances for the treatment plants indicated an underestimating of the concentrations in the inlets for most of the analyzed contaminants, probably due to unrepresentative sampling of the particle rich and non-homogenous wastewater influent.

Polybrominated diphenyl ethers (PBDE)

The mean concentrations of pentaBDE (e.g. sum of congeners dominating in the technical pentaBDE product; UIPAC no: 28, 47, 66, 49, 71, 77, 85, 99, 100, 119, 138, 153, 154) in the influents from the five different wastewater treatment plants varied between 2,5–43,9 ng/L. The mean concentrations of pentaBDE in the effluents varied between 0,39–3,74 ng/L, whereas they in the sludge varied between 47–498 ng/g d.w. (dry weight). The highest concentrations were found at the Lillehammer wastewater plant at the town of Lillehammer, which also had received the process water from the textile factory until 2003.

The mean concentrations of dekaBDE (BDE-209) in the influents varied between 3,7–1052 ng/l, in the effluents between 0,6–4,4 ng/l, and in the sludge 47–498 ng/g d.w. For octaBDE (main congeners in the technical product, IUPAC no: 183, 196 and 206) the mean concentrations in the influents were 0,8–15 ng/l, in the effluents 0,2–0,8 ng/l, and in the sludge 5,2–46 ng/g d.w.

In the rivers, the mean concentrations of pentaBDE, octaBDE and decaBDE varied between 6–35 pg/L, 3–30 pg/L and 49 – 224 pg/l, respectively.

The yearly supply of pentaBDE, octaBDE and decaBDE from the treatment plants to Lake Mjøsa were 37 g, 9 g and 53 g. Corresponding figures for the studied rivers were 51 g, 93 g and 434 g.

Hexabromocyclododecane (HBCDD)

The concentrations were determined for the three isomers α -, β - og γ -HBCDD, and the sum of these is reported here. The α - and γ -isomers dominated in the samples.

The mean concentrations of HBCDD in the influents varied between 14–22,5 ng/l, whereas the mean concentrations in the sludge varied between 18–101 ng/g d.w., except for one plant with an exceptional low concentration of 0.9 ng/g d.w. This plant applies thermal hydrolysis and anaerobic stabilizing in the treatment of the sludge, and we hypothesize that this process efficiently may decompose HBCDD. It is known that HBCDD may undergo anaerobic biodegradation under special conditions.

The mean concentrations of the specific HBCDD isomers in the effluents from the different treatment plants were commonly (85 %) below the detection limits, which typically were between 0.5–1 ng/l. By substituting the censored figures with half of the detection limit, the estimated mean HBCDD concentrations varied between 0.4–3.7 ng/l.

The mean HBCDD concentration in the rivers were between 3.1–10.6 pg/l.

The yearly supply of HBCDD from the treatment plants to Lake Mjøsa was estimated roughly to be 26 g, whereas the supply from the rivers were 28 g.

Polychlorinated biphenyl ethers (PCB)

The mean concentrations of Σ PCB7 in the treatment plant influents were 1.8–33 ng/l, in the effluents 0.4–11.3 ng/l, and in the sludge 12.7–33.5 ng/g d.w. Corresponding figures for Σ PCB (total PCB) were 1.8–98.2 ng/l, 1.14–36.0 ng/l and 36.5–110.9 ng/g d.w.

The mean concentrations of Σ PCB7 and Σ PCB in the rivers were 31.2–79.6 pg/l and 72.8–177.9 pg/l, respectively.

The yearly supply of Σ PCB7 from the treatment plants to Lake Mjøsa was estimated to be 152 g, whereas the supply from the rivers were 269 g. Corresponding figures for Σ PCB were 455 g and 622 g.

Bisphenol A (BPA)

The mean concentrations of BPA in the treatment plant influents were 112–326 ng/l, in the effluents 70–326 ng/l, and in the sludge 170–1 300 ng/g d.w. The mean concentrations of BPA in the rivers were 2.4–4.7 pg/l.

The yearly supply of BPA from the treatment plants to Lake Mjøsa was estimated to be 2.8 kg, whereas the supply from the rivers were 19.7 kg.

Chlorinated paraffins (SCCP and MCCP)

The mean concentrations of short chained (SCCP) and medium chained (MCCP) chlorinated paraffins in the influents from the wastewater treatment plants were 116–318 ng/l, except for a smaller plant receiving washing water from a nearby commercial laundry. The mean concentrations in the influents from this were 2 730 ng/l for SCCP, and 2 600 ng/l for MCCP. It is known that the washing water from the laundry may have very high concentrations of chlorinated paraffins. Data on chlorinated paraffins for the rivers are not presented due to methodological problems.

The mean concentrations of SCCP in the effluents were 26–67 ng/l, and 10–24 ng/l for MCCP, and the mean concentrations in the effluents from the plant receiving washing water from the laundry did not diverge from the others.

The mean concentrations of SCCP and MCCP in the sludge varied between 75–2 100 ng/g d.w. and 740–7 100 ng/g d.w, except for the plant receiving water from the commercial laundry and in an other minor plant. The mean concentration of SCCP in these were 4 500–11 200 ng/g d.w, and for MCCP 9 600–10 500 ng/g. Hence, it seems that the chlorinated paraffins mainly follows the biosolids and that the elevated concentrations in the inlet from most polluted plant is effectively removed from the water phase.

The yearly supply of SCCP and MCCP from the treatment plants to Lake Mjøsa were estimated to be 1.18 kg and 0.7 kg, respectively.

Mercury

The mean concentrations of mercury in the inlet water from the wastewater treatment plants were 30–138 ng/l, in the effluents 15–290 ng/l, and in the sludge 0,42–1,23 mg/kg d.w. The concentrations in the rivers were not determined. The mass balances indicated serious problems with the inlet concentrations, and we suggest they are underestimated due to non-representative sampling. The yearly supply of mercury from the treatment plants to lake Mjøsa were 1.85 kg, with the Lillehammer plant as the most important with 1.4 kg.

Surface runoff from the towns

The concentration of organic contaminants in the urban surface runoff did not differ much from the concentrations in the effluents from the treatment plants, and it is not expected that the runoff is an important pollution source for lake Mjøsa.

3. Bakgrunn og formål

På oppdrag av Statens Forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) kartlagt forekomst av utvalgte miljøgifter i kommunale avløpsrenseanlegg omkring Mjøsa i perioden høsten 2005 – vinteren 2006. Prøver fra de viktigste innløpselvene, samt fra avløps- og overvannsnettet i byer har også vært inkludert i undersøkelsen. Undersøkelsen er en del av SFTs overvåkningsprogram for miljøgifter i Mjøsa.

Bakgrunnen for undersøkelsen er at Mjøsa har igjennom de siste årtier vært belastet med tildels betydelige utslipp av ulike miljøgifter. På 1960-tallet skjedde det store tilførsler av kvikksølv fra treforedlingsindustrien (Rognerud 1985). Utslippene førte til en omfattende forurensning av fisken i Mjøsa, og betydelig forhøyede nivåer kunne finnes fram til 1980-tallet (Sandlund et al. 1981, Eriksen et al. 1991, Fjeld et al. 1999)

På 1990-tallet ble det klart at det i løpet av perioden 1960–1980 må det ha skjedd en omfattende PCB-forurensning i området omkring Åkersvika ved Hamar (Kjellberg og Løvik 2000). Den sannsynlige kilden var NSBs verkstedsområde, hvor spill av PCB-holdig transformatorolje og hydraulisk olje lakk ut til det akvatiske miljøet. Dette førte til en større oppryddingsaksjon hvor forurensete sedimenter ble fjernet.

Den siste større forureningsbelastningen har vært utslipp av bromerte flammehemmere ved Lillehammer, hvor en tekstilbedrift benyttet seg av en kommersiell pentaBDE-blanding og også HBCDD i produksjonen. Påfølgende utslipp av prosessvann har dermed blitt tilført Mjøsa via det kommunale ledningsnett. Dette førte til en omfattende forurensning av sedimenter og fisk, med noen av de høyeste konsentrasjoner av PBDE i fisk kjent internasjonalt (Fjeld 2004a og b).

På tross av de høye nivåene av flammehemmere, er det konsentrasjonene av kvikksølv, dioksiner og dioksinliknende PCB som er årsaken til kostholdsrådene for fisk fra Mjøsa. Når et mer langsiktig overvåkningsprogram av miljøgifter i Mjøsa ble etablert, ønsket SFT derfor å inkludere ikke bare bromerte flammehemmere og andre nyere miljøgifter, men også klassiske miljøgifter som PCB og kvikksølv.

Formålet med denne undersøkelsen var å kartlegge massestrømmen av miljøgifter igjennom renseanleggene, og kvantifisere mengdene som tilføres Mjøsa. Renseanleggene mottar miljøgifter gjennom avløpsvannet fra husholdninger, institusjoner, og ulik næringsvirksomhet, gjennom prosessvann fra industrien, samt fra deler av overflateavrenningen i byområder. Et anslag på tilførslene fra viktige elver er også beregnet, samt at vi har evaluert betydningen av overflateavrenning fra byområder. Det ble også tatt prøver fra utvalgte punkter på avløpsnett i Lillehammer for å finne indikasjoner på ukjente kilder for tilførsler av bromerte flammehemmere.

4. Materiale og metoder

4.1 Stasjonsbeskrivelse

Undersøkelsen baserer seg på vann- og slamprøver fra 5 kommunale avløpsrenseanlegg, samt prøver av vann og slam fra overvanns- og avløpsnett i byene Lillehammer, Gjøvik og Hamar (Tabell 1). Rensanleggene omtales heretter med forkortelsen RA etter navnet for å unngå forveksling med by- og stedsnavn.

For å kartlegge konsentrasjonene av miljøgifter i overvannsavrenningen i byområdene ble det tatt vann- eller sedimentprøver fra overvannsnett i Lillehammer, Gjøvik og Hamar (Tabell 2). For å beregne transporten av miljøgifter med innløpselvene ble det tatt vannprøver fra elvene Lågen, Hunnselva og Svartelva (Tabell 3).

Tabell 1. Rensanleggene som var med i undersøkelsen.

Anlegg	Beliggenhet	årlig mengde slam, tonn TS	type anlegg
Lillehammer RA	Lillehammer	1716	kjemisk, biologisk
Rambekk RA	Gjøvik	2356	mekanisk, kjemisk
HIAS RA	Stange (v. Hamar)	1724	mekanisk, biologisk, kjemisk
Nes RA ¹	Ringsaker	75	mekanisk, kjemisk
Breiskallen RA	Vestre Toten	285	mekanisk, kjemisk

¹ En prøve av utløpsvannet fra Nes Vaskeri inngår her.

Tabell 2. Stasjonsnavn og koordinater (UTM 32) for prøvetakningspunktene fra overvanns- og avløpsnett.

By	Stasjonsnavn	system	Prøvetype	UTM ØV	UTM NS
Lillehammer	Kum 1, Ginke, 432312	overvannsnett	vann	578742	6775915
Lillehammer	Kum 2, Sorgendalstunellen 448706	overvannsnett	vann + sediment	578390	6776434
Lillehammer	Kum 3, Jernbanetorget, nr. 438898	overvannsnett	vann + sediment	578713	6776707
Lillehammer	Morterudveien, 439025	avløpsnett	vann	578614	6776501
Lillehammer	Pk 2, 446572, avløp fra nord	avløpsnett	vann	578214	67761164
Lillehammer	OV-4, 451166, avløp fra sentrurr	avløpsnett	vann	578345	6776354
Lillehammer	GU, Gudbrandsdalen Uldvarefabrik	avløpsnett (prosessvann)	vann	578602	6776577
Lillehammer	Kanalen, Strandtorget, øvre del, (ca. 200 m fra utløp)	overvannsnett	sediment	578245	6776199
Lillehammer	Kanalen, Strandtorget, nedre del 10 m	overvannsnett	sediment	578218	6776148
Lillehammer	Kanalen, Strandtorget, utløp	overvannsnett	sediment	578211	6776137
Lillehammer	Kanalen, Strandtorget, (blandprøve av deponert slam)	overvannsnett	sediment	578211	6776137
Gjøvik	Kum Rådhuset, Brennerigata	overvannsnett	vann	592028	6741098
Gjøvik	Kum CC, Jernbanesvingen	overvannsnett	vann	592224	6741531
Gjøvik	Pumpestasjon lokket, Lillehammervegen	overvannsnett	vann	592325	6740862
Hamar	Overvann I, 31.03.06	overvannsnett	vann	612850	6741338
Hamar	Overvann II	overvannsnett	vann	613019	6741537

Tabell 3. *Elver og koordinater (UTM 33) for prøvetakningsstasjoner.*

Elv	Stasjon	UTM ØV	UTM NS
Lågen	Fåberg	252378	6789676
Hunnselva	Utløp, Gjøvik	265966	6747591
Svartelva	Utløp, Åkersvika	289008	6746128

4.2 Prøvetaking

Renseanleggene ble prøvetatt i perioden november 2005 – desember 2006. Det ble tatt volumveide ukeblandprøver av innløp og utløp, samt en prøve av avvannet slam for den samme perioden. Antallet prøvetakinger for de største anleggene, Lillehammer RA, Rambekk RA og HIAS RA, var 7–12, men det for Nes RA og Breiskallen RA ble tatt henholdsvis 6 og 3 prøver. Prøvene ble oppbevart mørkt og kjølig, og ble sendt NILU straks etter endt prøvetaking. Vannstrømmen gjennom anleggene ble registrert for hver enkelt dag. Prøvetakingen ble gjort av personell ved renseanleggene.

For elvene ble det tatt vannprøver under vårflommen, sommer, høstflom og vinter 2006. Prøven ble tatt med en høyvolums vannprøvetaker som filtrerer omlag 200 l vann i løpet av 2 timer. Den partikulære fasen fanges opp på et glassfiberfilter, mens de løste organiske miljøgiftene fanges opp i et filter av polyuretanskum. Filtrene ble holdt nedfrost ved -20 °C inntil de ble analysert ved NILU. Prøvetakingen ble gjort av personell fra NIVA.

Vannprøver av overflateavrenning fra byområder ble tatt ved 4 anledninger i 2006. I Lillehammer og Gjøvik ble det for hver anledning tatt prøver fra tre forskjellige steder ved tre tidspunkt i løpet av døgnet, som så ble slått sammen til en blandprøve for hvert sted. Ved Hamar ble samme prosedyre fulgt, men for ett prøvetakningssted. For Hamar måtte prøvetakningspunktet flyttes noe høyere opp i overvannsnettets etter vårprøven på grunn av høy vannstand i Mjøsa. I Lillehammer ble det ved to av prøvetakningspunktene i overvannsnettets også tatt ut sedimentprøver.

I Lillehammer ble det i tillegg ved to anledninger tatt tre vannprøver fra avløpsnettets og i et basseng for prosessvann ved Gudbrandsdalen Uldvarefabrik. Et prøvetakningspunkt var ovenfor tilkoplingspunktet for prosessvann fra bedriften (ca. 200 m), ett var like nedstrøms dette (ca. 270 m), og et var fra en ledningsstreng som førte vann fra nordlige områder i byen uten påvirkning fra bedriften. Det er også inkludert fire slam- eller sedimentprøver fra Kanalen under Strandtorget i Lillehammer.

4.3 Kjemisk analyse

4.3.1 Analyserte forbindelser

Sedimentprøvene ble analysert for følgende hovedgrupper av miljøgifter/stoffgrupper:

- Bromerte flammehemmere
 - Polybromerte difenyletere (PBDE)
 - Heksabromsyklododekan (HBCDD)

- Tetrabrombisfenol A (TBBPA)
- Polyklorerte bifenyler (PCB)
 - unntatt non-orto polyklorerte bifenyler (non-ortho PCB)
- Klorerte parafiner
 - Kortkjededede (SCCP)
 - Mellomkjededede (MCCP)
- bisfenol A (BPA)
- Kvikksølv (Hg)
- Totalt organisk karbon (TOC)

Samtlige analyser av organiske miljøgifter og kvikksølv ble gjort ved NILUs analyselaboratorium. Analysemetodikk og en nærmere beskrivelse av de ulike miljøgiftene har vi tidligere gitt i flere rapporter utført for Statlig program for forurensningsovervåkning (se Fjeld et al. 2001, 2004a og b, 2005; Pettersen og Fjeld 2005).

Flammehemmeren TBBPA (tetrabrombisfenol A) hadde for majoriteten av vannprøver konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrenser (60 %, variable og dels høye grenser: <1 - < 45 ng/l) og konsentrasjonene i slam var lave (median 11 ng/g tørrstoff) og er ikke videre omtalt i rapporten. For elvene har vi ikke resultater for klorerte parafiner og kvikksølv.

4.3.2 Organiske komponenter (PCB, PBDE, HBCDD, TBBPA, SCCP, MCCP, BPA)

Analysemetodene som ble benyttet i dette prosjektet bygger på de samme prinsipper som ble brukt for tidligere screening-undersøkelser (Schlabach et al. 2002; Fjeld et al. 2004a og b, 2005). Alle konsentrasjoner er oppgitt på tørrvektsbasis.

Opparbeidelse

Prøveoppbeidelse og analyse ble gjennomført etter internstandardmetoden. Det betyr at til alle prøvetyper ble det tilsatt et sett av relevante internstandarder for å kontrollere utbytte av ekstraksjon og opparbeidelse. De samme forbindelser ble senere benyttet som intern standard ved kvantifiseringen. Dette medfører at prøveresultatene automatisk blir korrigert for eventuelle tap under ekstraksjon og opparbeidelse. Etter ekstraksjon ble prøvene rensed vha. forskjellige rensemetoder for å fjerne uønsket og interferende matrikskomponenter:

1. PCB, PeCB, HCB, PBDE, HBCDD, SCCP og MCCP: svovelsyrebehandling og silikakromatografi
2. TBBPA og BPA: fenolseparasjon og anrikning med fastfaseekstraksjon

Før kvantifisering ble alle delekstrakter oppkonsentrert og tilsatt gjenvinningsstandard.

Kvantifisering

Bestemmelse av PCB, PeCb, HCB, PBDE, SCCP og MCCP ble utført ved hjelp av gasskromatografi kombinert med høyoppløsende massespektrometri (GC/HRMS)

elektronstøt (EI) modus med unntak av SCCP og MCCP hvor det brukes negativ-ion kjemisk ionisering (NCI). Bestemmelse av HBCDD, TBBPA og BPA ble utført ved hjelp av væskrokromatografi kombinert med massespektrometri (LC/MS) i negativ elektrospray modus.

Analysekvaliteten og analyseusikkerheten blir testet ved hjelp av deltakelse i interkalibreringer. Det estimeres at måleusikkerheten (95 % konfidensintervall) for PCB ligger rundt 25 %, for PBDE mellom 30 og 40 % og for SCCP, MCCP, HBCDD, TBBPA og BPA mellom 40 og 50 %.

4.3.3 Kvikksølv (Hg)

Oppslutning ved bruk av mikrobølgeovn

En prøvemengde lik 0,5 g veies inn i en TFM-beholder og tilsettes en blanding av supra pure HNO₃ og H₂O₂. Prøvene oppsluttes under trykk ved 180 °C. I tillegg oppsluttes ett referansemateriale og to blindprøver. Etter oppslutning overføres prøver, blindprøver og referansemateriale til syrevaskede prøverør og fortynnes.

Bestemmelse av Hg ved bruk av kalddamp atom fluorescens spektrofotometri (CV-AFS)

25 ml ekstrakt fra prøve, blindprøver og referansemateriale overføres til prøverør som er forbehandlet med BrCl og fortynnes til 50 ml. Hvert ekstrakt blir tilsatt BrCl for å omdanne alle Hg-forbindelser til vannløselige specier som lett kan reduseres til elementert Hg med SnCl₂. Etter reduksjon skilles Hg(0) fra væskeløsning i en faseseparator, oppkonsentreres på gullfelle før deteksjon ved bruk av et atomfluorencenspektrofotometer.

5. Polybromerte difenyletere (PBDE)

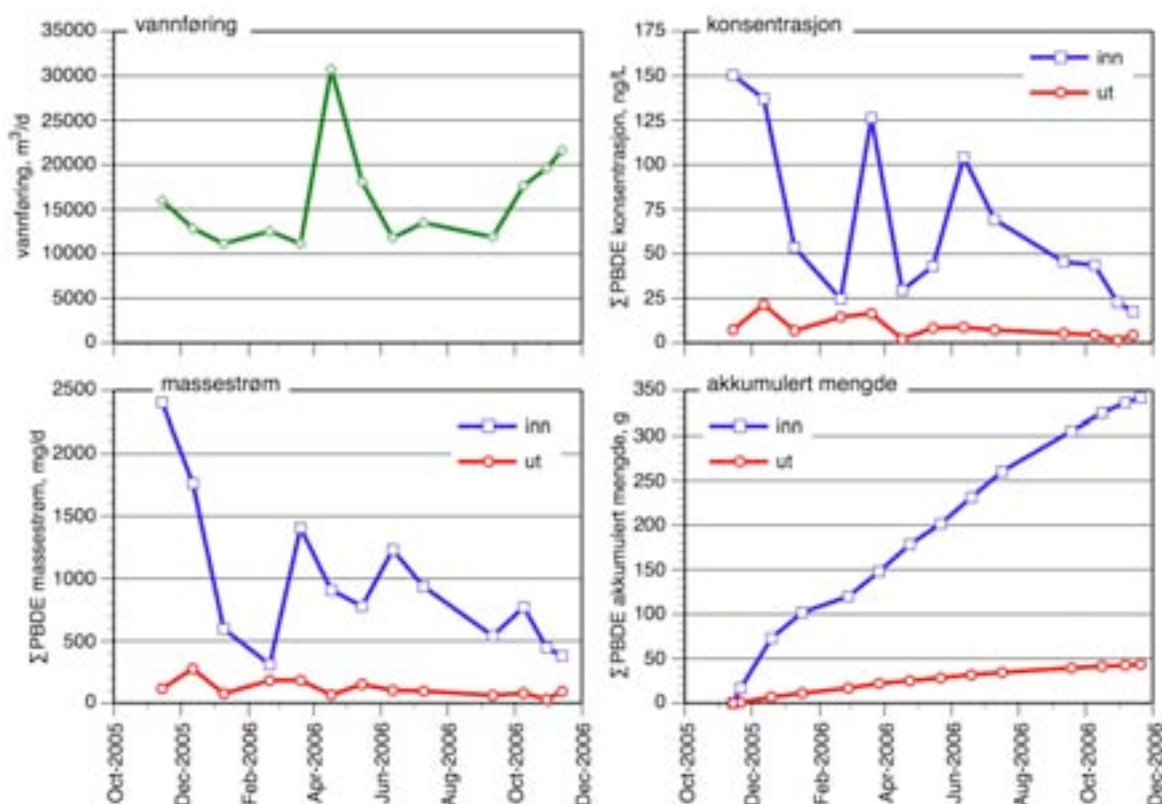
5.1 PBDE i Lillehammer RA

5.1.1 Konsentrasjoner

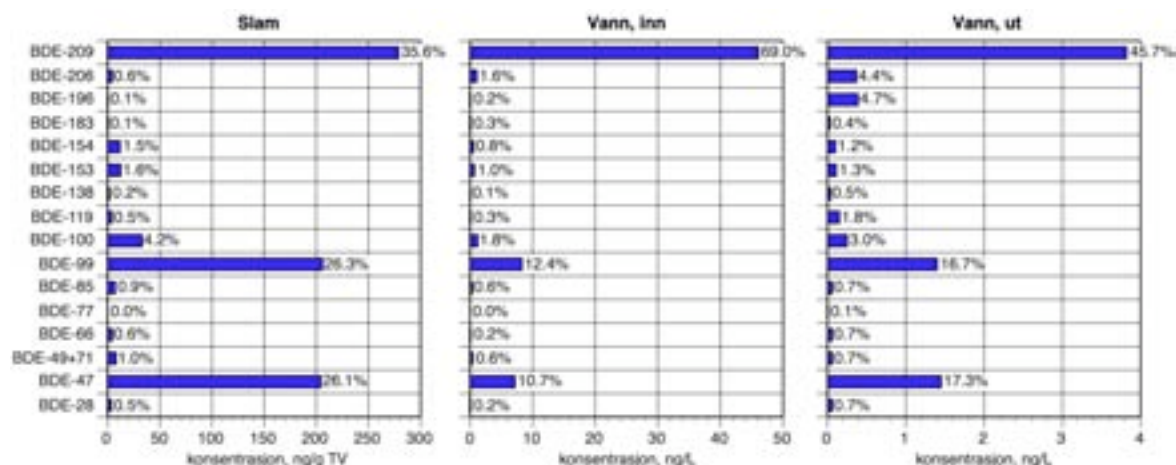
Det ble tatt 13 ukeblandprøver av innløpsvann og utløpsvann fra Lillehammer RA i løpet av perioden 14.11.05–20.11.2006. For de samme prøvetakningsukene, med unntak av én, ble det også analysert prøver av slam.

Konsentrasjonene av Σ PBDE i innløpsvannet varierte mellom 17,5–150 ng/l (middel: 66,5 ng/l), mens det i utløpsvannet varierte mellom 1,6–21,4 ng/l (middel: 8,35 ng/l) (Figur 1, Tabell 4). Det var en tendens til synkende konsentrasjoner i løpet av prøvetakningsperioden. Konsentrasjonen av Σ PBDE i slamprøvene varierte også betydelig, fra 215 til 1420 ng/g TV (tørrvekt) (middel: 783 ng/g TV).

Konsentrasjonene ble dominert av noen få kongenerer. Til sammen utgjorde BDE-47, BDE-99 og BDE-209 i gjennomsnitt omlag 80–90% (Figur 2, Tabell 4). I slam utgjorde BDE-209 35,6%, mens BDE-47 og BDE-99 utgjorde henholdsvis 26,1 % og 26,3 %. Tilsvarende andeler for innløpsvann var 69 %, 10,7 % og 12,4 %. I utløpsvannet var disse andelene 45,7 %, 17,3 % og 16,7 %.



Figur 1. Vannføring, konsentrasjon, daglig massestrøm og akkumulert mengde av Σ PBDE ved Lillehammer RA. Vannføringen er basert på midlere døgnerverdi for prøvetakningsuken. Konsentrasjonene er målt i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann. Akkumulerte mengder inn og ut av anlegget er beregnet ved integrasjon av massestrømmene. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.



Figur 2. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de analyserte PBDE-kongenerene i slam og innløps- og utløpsvann fra Lillehammer RA. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

Tabell 4. Konsentrasjoner av PBDE i slam (ng/g tørrvekt), innløpsvann og utløpsvann (ng/l) ved Lillehammer RA, gitt som middelerverdi med standard avvik (SD), minimums- og maksimumsverdi av Σ PBDE og de enkelte tekniske hovedgruppene deka-BDE¹, okta-BDE² og penta-BDE³. Andelen (% av total konsentrasjon) av de enkelte hovedgruppene er også gitt.

Medium	Gruppe	n	Middelerverdi	SD	Minimum	Maksimum	Andel, %
slam	Σ PBDE	12	782,60	339,21	214,66	1420,38	100,0
slam	deka-BDE	12	278,73	176,44	56,80	643,00	35,6
slam	okta-BDE	12	6,30	4,02	1,16	14,50	0,8
slam	penta-BDE	12	497,57	175,68	155,78	799,63	63,6
vann, inn	Σ PBDE	13	66,72	46,68	17,50	150,40	100,0
vann, inn	deka-BDE	13	46,05	37,58	11,30	128,00	69,0
vann, inn	okta-BDE	13	1,40	0,81	0,43	3,62	2,1
vann, inn	penta-BDE	13	19,26	12,91	4,90	48,86	28,9
vann, ut	Σ PBDE	13	8,35	5,80	1,58	21,44	100,0
vann, ut	deka-BDE	13	3,82	5,24	0,20	18,40	45,8
vann, ut	okta-BDE	13	0,79	1,98	0,05	7,35	9,4
vann, ut	penta-BDE	13	3,74	1,96	0,92	6,70	44,7

¹UIPAC nr: 209

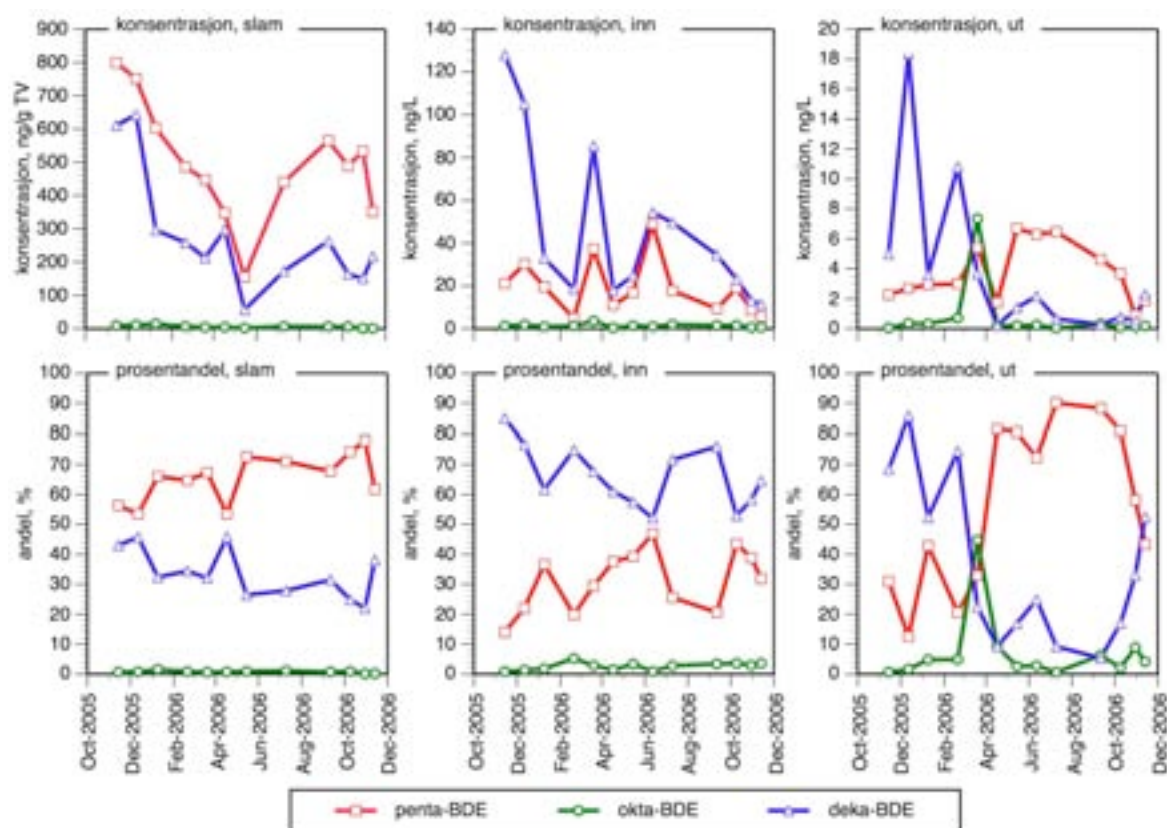
²UIPAC nr: 183, 196, 206

³UIPAC nr: 28, 47, 66, 49+71, 77, 85, 99, 100, 119, 138, 153, 154

Det var en svært god korrelasjon (samvariasjon) mellom konsentrasjonene av BDE-47 og BDE-99 (r: 0,98–0,99). Dette stabile forholdet gjør at man kan forenkle framstillingen av kongenersammensetningen i prøvene ved å gruppere dem inn i kongenerer som dominerer i de enkelte tekniske produktene eller hovedgruppene som kalles penta-BDE (UIPAC nr. 28 til 154), okta-BDE (183, 196, 206) og deka-BDE (209). Grupperingen er gjort i henhold til kongenersammensetningen for tekniske produktene gitt i de Wit 2002.

Variasjonen i konsentrasjonene og prosentandelen av de tekniske hovedgruppene er vist i Figur 3. Den viser i hovedsak en nedadgående trend i konsentrasjonene, men prosentandelen mellom de tekniske hovedgruppene varierte mer i utløpsvannet enn i innløpsvannet og i slammet. Dette kan selvsagt ha noe med de lave konsentrasjonene å gjøre, noe som påvirker måleusikkerheten. Dette kan imidlertid neppe forklare hele

variasjonsmønsteret da det var en betydelig autokorrelasjon i dataene, dvs. konsentrasjonene ved et måletidspunkt liknet noe de ved det forrige måletidspunktet.



Figur 3. PBDE i slam, innløpsvann og utløpsvann fra Lillehammer RA, gitt som konsentrasjon og relativ forekomst (andel i %) for de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

5.1.2 Massestrømberegninger

Ut fra vannføringen og konsentrasjonene kunne det beregnes en massestrøm for PBDE inn og ut av anlegget (Figur 1).

I innløpsvannet varierte massestrømmen av \sum PBDE mellom 310–2 403 ng/d (middel: 959 ng/d), mens den i utløpsvannet varierte mellom 31–276 ng/d (middel: 97 ng/d). Gjennomsnittlig vannføring i de enkelte prøvetakningsukene varierte mellom 11 123–30 731 m³/døgn.

Basert på de integrerte massestrømmene kunne det beregnes årlig mengde PBDE som ble transportert inn og ut av anlegget med vannet (Tabell 5). Mengden \sum PBDE transportert inn til Lillehammer RA var 336 g/år, mens mengden som tilføres Mjøsa med utløpsvannet var 43 g/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 293 g, noe som representerer en renseseffekt på 87 %.

Penta-BDE og deka-BDE dominerte i innløpsvannet og utløpsvannet. Andelen penta-BDE og deka-BDE i innløpsvannet var henholdsvis 29 % (99 g/år) og 68 % (230 g/år). Tilsvarende tall for utløpsvannet var 49 % (21 g/år) og 42 % (18 g/år.)

Årlige mengder PBDE tatt ut fra Lillehammer RA med slammet kan beregnes ut fra midlere konsentrasjoner i slamprøver (Tabell 5) og mengde produsert slam i 2006 (1 716 tonn tørrvekt). Regnet som \sum PBDE utgjør dette hele 1 343 g/år, hvorav 64 % tilhørte den tekniske blandingen penta-BDE og 36 % deka-BDE.

Lillehammer RA mottar noe slam fra Tretten RA og septisk slam (7300 m³ fra septiktanker) for behandling. For 2006 utgjorde mengden slam fra Tretten RA 1443 tonn vått slam med et tørrstoffinnhold på 2-4 %. Mengden fremmedslam som innblandes internslammet anses som relativt beskjedent. Såfremt det har et normalt innhold av PBDE vil det derfor ikke representerer noen betydelig tilleggskilde for PBDE. Alt slam fra Lillehammer RA fraktes til Rambekk RA ved Gjøvik for videre behandling der.

Disse beregningene viser at det er et betydelig avvik mellom årlig mengde PBDE i slam og differansen mellom mengdene som ble transportert med vannstrømmen inn og ut av anlegget (retensjonen). Mengden i slam var 4,5 ganger høyere enn retensjonen. Et så stort avvik kan vanskelig skyldes analysefeil eller tilfeldige variasjoner i prøvene. Vår første hypotese er at prøvene av innløpsvannet ikke er representative. Innløpsvann i rensanlegg er ofte vanskelig å prøveta korrekt da det har et høyt innhold av partikler av svært variende størrelse og tetthet. PBDE er svært lipofilt (fettelskende) og bindes i tillegg til organiske partikler. Såfremt vannmassene ved prøvetakningspunktet ikke er godt gjennomblandet vil man derfor kunne ha prøvetatt på ikke-representative fraksjoner.

Tabell 5. Årlig mengde PBDE i slam, innløps- og utløpsvann i Lillehammer RA, beregnet for \sum PBDE og de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Mengden i slam er beregnet ut fra gjennomsnittlige konsentrasjoner og mengden slam produsert i 2006 (1716 tonn tørrvekt). Mengden i vann er beregnet ut fra integrerte massestrømmer. Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann.

Gruppe	Slam (g/år)	Vann, inn, (g/år)	Vann, ut (g/år)	Retensjon (g/år)	Retensjon % av mengde inn
\sum PBDE	1343	336	43	293	87
deka-BDE	478	230	18	211	92
okta-BDE	10.8	7.5	3.5	4.0	53
penta-BDE	853.8	99	21	78	79

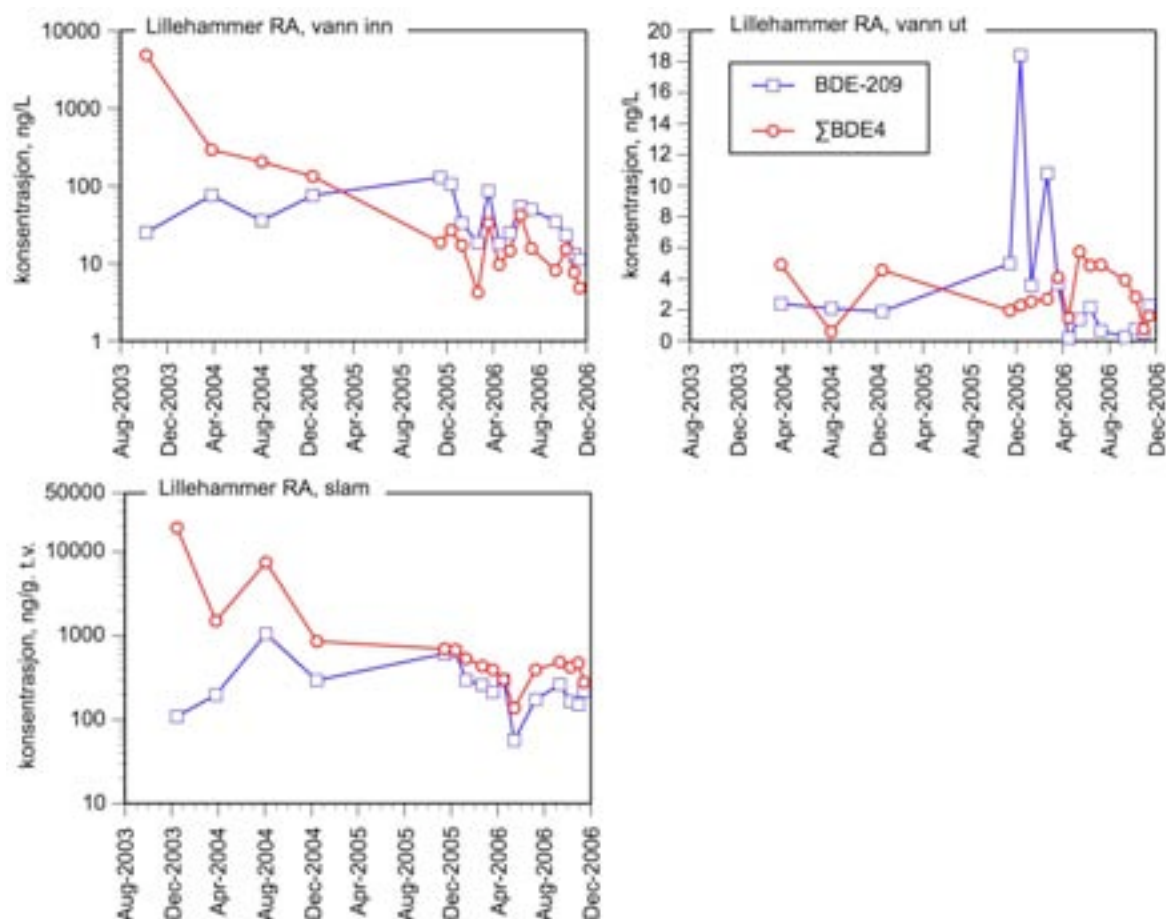
5.1.3 Trendanalyse

Data fra foreliggende undersøkelse ble kombinert med data fra Snilsberg et al. (2005) slik at det ble bygget opp en tidsserie fra høsten 2003 og fram til utløpet av 2006. Tidsserien ble analysert med en Mann-Kendall 2-sidig test, som tester for monotone trender.

Da de tidligste analysene omfattet et færre antall PBDE-kongenerer, eller hadde såvidt høye deteksjonsgrenser for noen kongenerer at det ble problemer med disse, valgte vi teste på summen av fire vanlige kongenerer som inngår i den tekniske penta-BDE blandingen, samt BDE-209. Summen av de fire kongenererne har vi kalt Σ BDE4 og omfatter BDE-47, -99, -153 og -154.

De statistiske analysene påviste en statistisk signifikant trend ($p \leq 0,05$) for Σ BDE4 og BDE-209 i innløpsvannet for serien høst 2003–desember 2006. I utløpsvannet kunne det ikke påvises noen signifikant trend (mars 2004 – desember 2006), men for BDE-209 var signifikansnivået nær grenseverdien for forkastelse av nullhypotesen (ingen endring, $p = 0,07$). For slamprøvene var det en signifikant nedadgående trend for Σ BDE4 ($p = 0,003$), mens det ikke kunne påvises noen trend for BDE-209.

For BDE-209 viste kurveforløpet i utløpsvannet et betydelig lokalt forhøyet nivå i starten og midten av 2006. Da Mann-Kendall testen gjelder for monotone trender gjentok vi de statistiske analysene på datamaterialet innsamlet kun for denne undersøkelsen (serien 2005–2006). Igjen ble det påvist en statistisk signifikant nedgang for konsentrasjonene i innløpsvannet, samt for BDE-209 i utløpsvannet. For Σ BDE4 i utløpsvannet kunne det ikke påvises noen statistisk signifikant trend.



Figur 4. Tidsrekker for konsentrasjonen av PBDE i avløpsvann og slam ved Lillehammer RA, 2003-2006. Σ BDE4 er summen av BDE-47, -99, -153 og -154, som forekommer i den kommersielle blandingen penta-BDE. Eldre data er fra Snilsberg et al. 2005.

Tabell 6. Trendanalyse av konsentrasjoner av PBDE i avløpsvann og slam ved Lillehammer RA (Mann-Kendall, 2-sidig test). Testen er gjort på materialet for serien 2003-2006, samt for materialet innsamlet i foreliggende undersøkelse (2005-2006). Eldre data er fra Snilsberg et al. 2005. tau: Kendall tau korrelasjonskoeffisient. S: Mann-Kendall teststatistikk. p: signifikansnivå.

serie	matriks	variabel	n	tau	S	p
2003- 2006	vann inn	Σ PBDE4	17	-0.63	-86	0,0004
	vann inn	BDE-209	17	-0.41	-56	0,02
	vann ut	Σ PBDE4	16	-0.02	-2	0,93
	vann ut	BDE-209	16	-0.33	-40	0,07
	slam	Σ PBDE4	16	-0,67	-80	0,0003
	slam	BDE-209	16	-0,27	-32	0,15
2005- 2006	vann inn	Σ BDE4	13	-0.36	-28	0,09
	vann inn	BDE-209	13	-0.54	-42	0,01
	vann ut	Σ BDE4	13	0.05	4	0,81
	vann ut	BDE-209	13	-0.46	-36	0,03

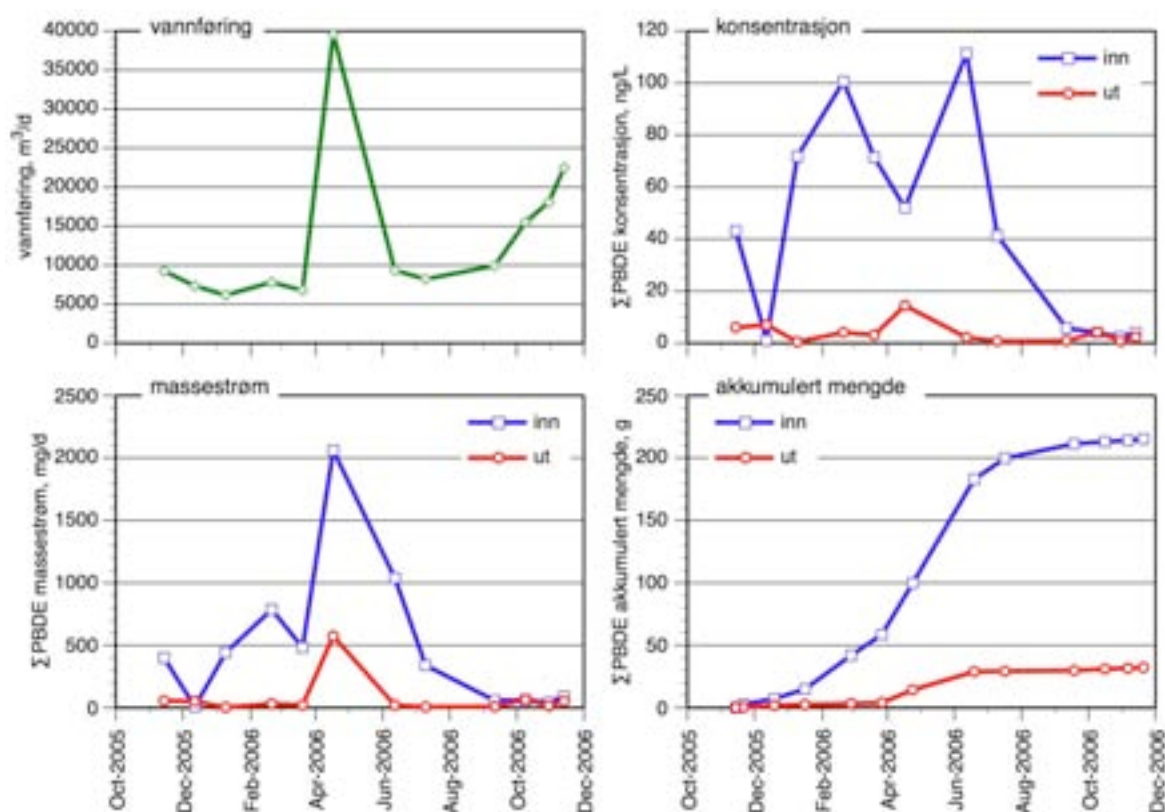
5.2 PBDE i Rambekk RA

5.2.1 Konsentrasjoner

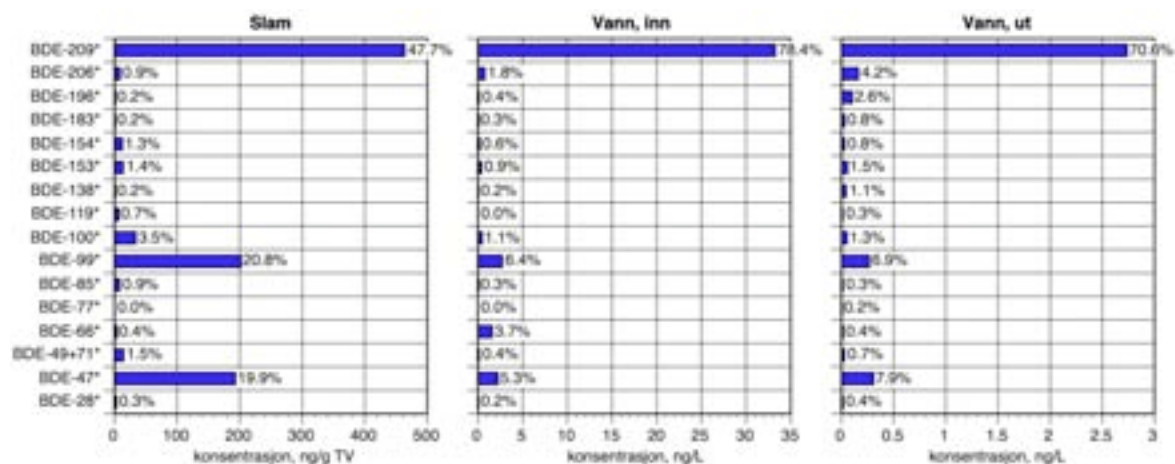
Det ble tatt 12 ukeblandprøver av innløpsvann og utløpsvann fra Rambekk RA i løpet av perioden 14.11.05–20.11.2006. For de samme prøvetakningsukene, med unntak av én, ble det også analysert prøver av slam.

Konsentrasjonen av Σ PBDE i innløpsvannet varierte mellom 1,2–111 ng/l (middel: 42 ng/l), mens den i utløpsvannet varierte mellom 0,5–14,5 ng/l (middel: 3,8 ng/l) (Figur 5, Tabell 7). Det var ingen systematisk trend i konsentrasjonene, men ved de siste fire prøvetidspunktene var nivåene gjennomgående lave. Konsentrasjonen av Σ PBDE i slamprøvene varierte også betydelig, fra 477 til 1670 ng/g TV (tørrvekt) (middel: 971 ng/g TV).

Konsentrasjonene ble dominert av noen få kongenerer. Til sammen utgjorde BDE-47, BDE-99 og BDE-209 i gjennomsnitt omlag 85–90 % (Tabell 7). Sammensetningen i slam atskilte seg klart fra de i vann inn og ut av anlegget ved at andelene av BDE-47 og BDE-99 var vesentlig høyere. I slam utgjorde BDE-209 47,7%, mens BDE-47 og BDE-99 utgjorde henholdsvis 19,9 % og 20,8 %. Tilsvarende andeler for innløpsvann var 78,4 %, 5,3 % og 6,4 %. I utløpsvannet var disse andelene 70,6 %, 7,9 % og 6,9 %.



Figur 5. Vannføring, konsentrasjon, daglig massestrøm og akkumulert mengde av Σ PBDE ved Rambekk RA. Vannføringen er basert på midlere døgnverdi for prøvetakningsuken. Konsentrasjonene er målt i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann. Akkumulerte mengder inn og ut av anlegget er beregnet ved integrasjon av massestrømmene. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.



Figur 6. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de analyserte PBDE-kongenerene i slam og innløps- og utløpsvann fra Rambekk RA. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

Tabell 7. Konsentrasjoner av PBDE i slam (ng/g tørrvekt), innløpsvann og utløpsvann (ng/l) ved Rambekk RA, gitt som middelerdi med standard avvik (SD), minimums- og maksimumsverdi av \sum PBDE og de enkelte tekniske hovedgruppene deka-BDE¹, okta-BDE² og penta-BDE³. Andelen (% av total konsentrasjon) av de enkelte hovedgruppene er også gitt.

Medium	Gruppe	n	Middelerdi	SD	Minimum	Maksimum	Andel, %
RA slam	\sum PBDE*	11	971,43	391,93	477,22	1670,06	100,0
RA slam	DecaBDE	11	463,82	206,82	176,00	847,00	47,7
RA slam	OctaBDE	11	12,59	6,90	1,35	26,07	1,3
RA slam	PentaBDE	11	495,02	190,91	290,15	809,96	51,0
RA vann, inn	\sum PBDE*	12	42,43	39,91	1,15	111,35	100,0
RA vann, inn	DecaBDE	12	33,26	32,20	0,20	90,10	78,4
RA vann, inn	OctaBDE	12	1,07	0,81	0,13	2,35	2,5
RA vann, inn	PentaBDE	12	8,10	9,84	0,83	35,79	19,1
RA vann, ut	\sum PBDE*	12	3,88	3,94	0,54	14,46	100,0
RA vann, ut	DecaBDE	12	2,74	3,13	0,09	10,40	70,6
RA vann, ut	OctaBDE	12	0,30	0,29	0,06	1,02	7,7
RA vann, ut	PentaBDE	12	0,84	0,88	0,30	3,54	21,6

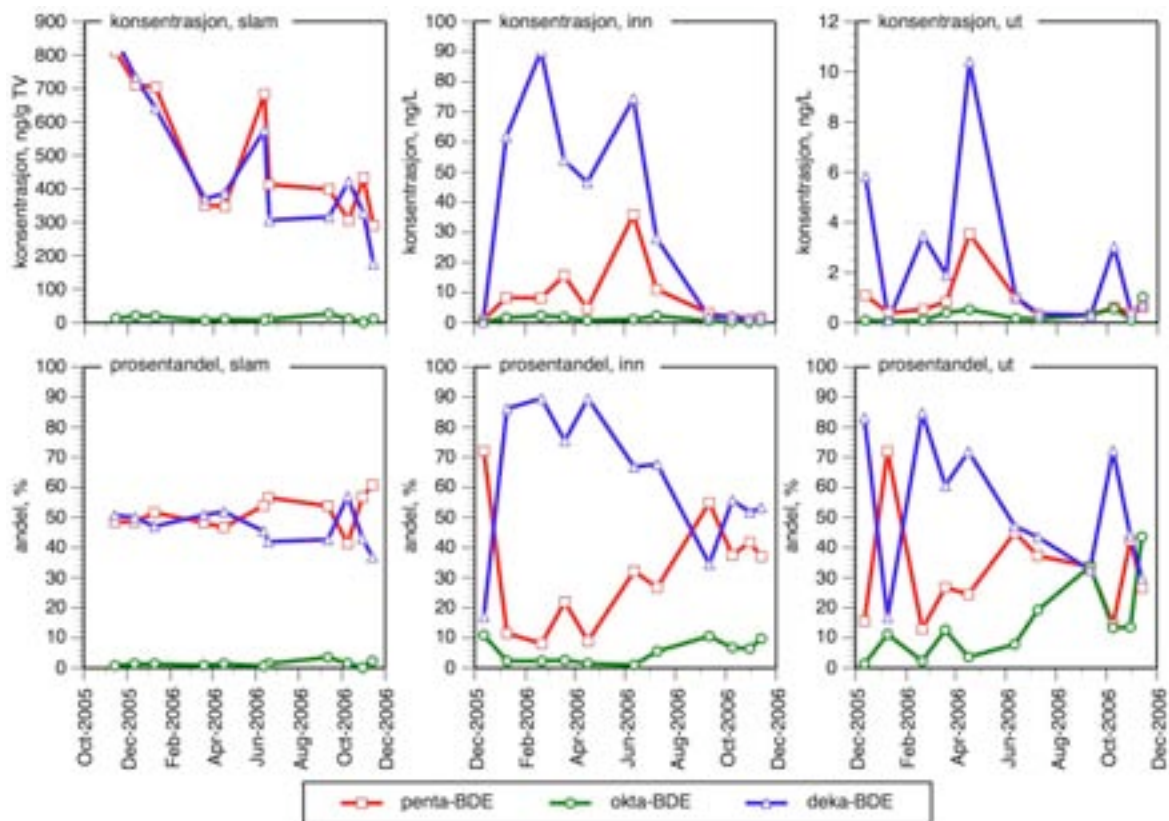
¹UIPAC nr: 209

²UIPAC nr: 183, 196, 206

³UIPAC nr: 28, 47, 66, 49+71, 77, 85, 99, 100, 119, 138, 153, 154

Det var også her en svært god korrelasjon (samvariasjon) mellom konsentrasjonene av BDE-47 og BDE-99 (r : 0,92–0,99), og framstillingen av kongenersammensetningen i prøvene ble forenklet ved å gruppere dem inn i etter deres tilhørighet i de tekniske hovedgruppene som penta-BDE (UIPAC nr. 28 til 154), okta-BDE (183, 196, 206) og deka-BDE (209).

Variasjonen i konsentrasjonene og prosentandelen av de tekniske hovedgruppene er gitt i Figur 7. For slam er det i hovedsak en nedadgående trend i konsentrasjonene, og prosentandelene for penta- og deka-BDE varierte mellom i hovedsak mellom 40–60 %. I innløpsvann og utløpsvann var det ingen god samvariasjon mellom konsentrasjonene av penta-BDE og deka-BDE, men konsentrasjonene var gjennomgående lavest høsten 2006. I utløpsvannet var konsentrasjonene svært lave utover høsten slik at det ble problemer med deteksjonsgrensen for flere av kongenerene, særlig for de som ble gruppert i okta-BDE. Det relative forholdet mellom de ulike hovedgruppene blir derfor usikkert for denne perioden, da verdier under deteksjonsgrensen er bytte ut med halve denne.



Figur 7. PBDE i slam, innløpsvann og utløpsvann fra Rambekk RA, gitt som konsentrasjon og relativ forekomst (andel i %) for de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

5.2.2 Massestrømberegninger

Ut fra vannføringen og konsentrasjonene kunne det for de enkelte prøvetakningsukene beregnes en gjennomsnittlig daglig massestrøm for PBDE inn og ut av anlegget (Figur 5).

I innløpsvannet varierte massestrømmen av Σ PBDE mellom 8–2 059 ng/d (middel: 484 ng/d), mens den i utløpsvannet varierte mellom 3,3–572 ng/d (middel: 75 ng/d). Gjennomsnittlig vannføring i de enkelte prøvetakningsukene varierte mellom 6 149–39 589 m³/d.

Basert på de integrerte massestrømmene kunne det beregnes årlig mengde PBDE som ble transportert inn og ut av anlegget med vannet (Tabell 5). Mengden Σ PBDE transportert inn til Rambekk RA var 212 g/år, mens mengden som tilføres Mjøsa med utløpsvannet var 32 g/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 180 g, noe som representerer en renseseffekt på 85 %.

Deka-BDE og penta-BDE dominerte i innløpsvannet og utløpsvannet. Andelen deka-BDE og penta-BDE i innløpsvannet var henholdsvis 81 % (171 g/år) og 17 % (68 g/år). Tilsvarende tall for utløpsvannet var 69 % (22 g/år) og 25 % (8 g/år.)

Årlige mengder PBDE tatt ut fra Rambekk RA med slammet kan beregnes ut fra midlere konsentrasjoner i slamprøver (Tabell 7) og mengde produsert slam i 2006 (2 356 tonn tørrvekt, utrånnet slam). Regnet som Σ PBDE utgjør dette hele 2289 g/år, hvorav 51 % tilhørte den tekniske blandingen penta-BDE og 45 % deka-BDE.

Rambekk RA behandler store mengder slam som det mottar fra andre renselanlegg, bl.a. alt slam fra Lillehammer RA. Det mottar også noe septisk slam fra mindre renselanlegg for etterbehandling. Ut fra det foreliggende prøvetakningsprogrammet, som ikke dekker alle de betydelige massestrømmene, er det ikke mulig å sette opp noen fullstendig massebalanse for miljøgiftene som går inn og ut av anlegget. Prøvene av slammet tas på en blanding av internt og eksternt slam. Prøvene av innløpsvann representerer kun påslipp fra offentlig avløpsnett i Gjøvik, mens utløpsprøvene representerer i tillegg rejektivann fra slambehandlingsanlegget og septik fra de mindre renselanleggene. Av de totalt 3 420 tonn som ble behandlet før utrånning i 2006 var 1 009 tonn (29,5 %) egenprodusert, 1 572 tonn (46 %) stammet fra Lillehammer RA, mens 838 tonn (24,5 %) stammet fra andre anlegg. Mengden slam fra behandlet septik har vi anslått til omlag 180 tonn i året (estimert ut fra gjennomsnittlig volum de enkelte prøvetakningsukene på omlag 230 m³, et tørrstoffinnhold på 3 % med egenvekt på 0,5).

Tabell 8. Årlig mengde PBDE i slam, innløps- og utløpsvann i Rambekk RA, beregnet for Σ PBDE og de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Mengden i slam er beregnet ut fra gjennomsnittlige konsentrasjoner og mengden slam produsert i 2006 (3420 tonn tørrvekt). Mengden i vann er beregnet ut fra integrerte massestrømmer. Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann.

Gruppe	Slam (g/år)	Vann, inn, (g/år)	Vann, ut (g/år)	Retensjon (g/år)	Retensjon % av mengde inn
Σ PBDE	2289	212	32	180	85
deka-BDE	1093	171	22	149	87
okta-BDE	30	4,6	1,7	2,9	63
penta-BDE	1166	36	8	28	78

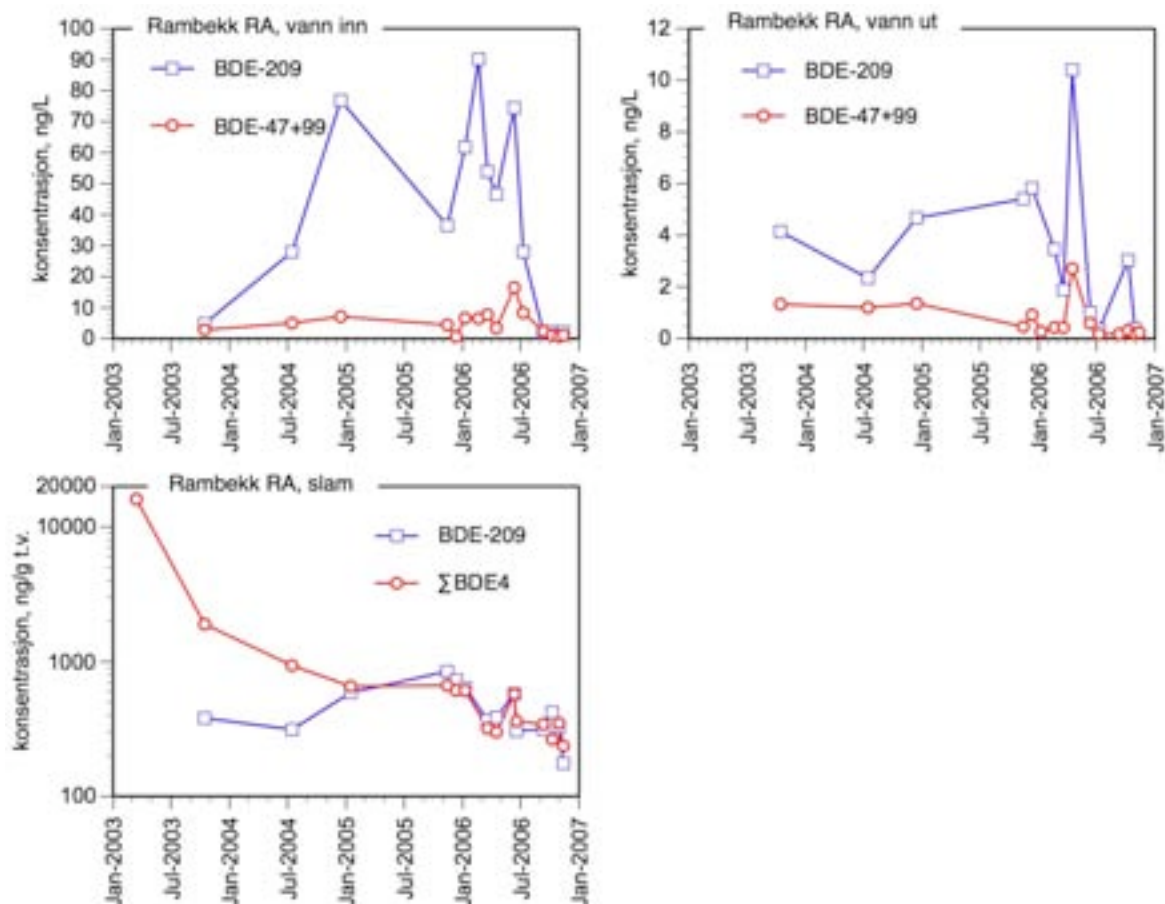
Fra Rambekk RA har vi beregnet at det gikk ut 1 174 g penta-BDE i 2006 (slam: 1 136 g, utløpsvann 8 g). Under forutsetning at penta-BDE ikke nedbrytes i rensanlegget, stammet 854 g fra slammet fra Lillehammer RA. Differansen, som representerer mengden som ble tilført med innløpsvannet og annet eksternt slam og septik, er 320 g penta-BDE. Årlig mengde i innløpsvannet er beregnet til 36 g. Restmengden på 284 g penta-BDE skulle i så tilfelle være tilført med de 830 tonn med slam fra andre rensanlegg, samt i de 180 tonn slam som stammer fra septikmottaket. Det innebærer at gjennomsnittskonsentrasjonen for penta-BDE i slammet fra disse kildene var ca. 280 ng/g tørrvekt. Dette er omlag halvparten av konsentrasjonen ved Lillehammer RA, men betydelig høyere (3–6 ganger) enn i de øvrige anleggene, og således virker massebalansen ikke spesielt realistisk.

5.2.3 Trendanalyse

Ved å supplere undersøkelsen med data fra Snilsberg et al. (2005) kunne det bygges opp en tidserie over PBDE-konsentrasjoner fra høsten 2003 og fram til utløpet av 2006. Tidsserien ble analysert med en Mann-Kendall 2-sidig test, som tester for monotone trender.

På grunn av kvaliteten av de tidligste analysene (færre kongenerer og tildels høye deteksjonsgrenser) valgte vi ut de to kongenerene BDE-47 og -99 som indikatorkomponenter for den tekniske penta-BDE blandingen, samt BDE-209. I slam var konsentrasjonene høyere og vi kunne teste på summen av fire vanlige kongenerer som inngår i den tekniske penta-BDE blandingen (BDE-47, -99, -153 og -154, kalt Σ BDE4), samt BDE-209.

De statistiske analysene kunne ikke påvise noen statistisk signifikant nedadgående trend for BDE-47+99 og BDE-209 i innløpsvannet for serien 2003-2006, men for BDE-47+99 lå signifikantnivået ($p = 0,08$) nær grenseverdien for signifikans ($p \leq 0,05$). I utløpsvannet var det en signifikant nedadgående trend for BDE-47+48 ($p = 0,006$), men for BDE-209 kunne ingen trend påvises. For sedimentprøvene var det en signifikant nedadgående trend for Σ BDE4 ($p < 0,0001$), men det ikke kunne påvises noen trend for BDE-209.



Figur 8. Tidsrekker for konsentrasjonen av PBDE i avløpsvann og slam ved Rambekk RA, 2003-2006. Σ BDE4 er summen av BDE-47, -99, -153 og -154 som forekommer i den kommersielle blandingen penta-BDE. Eldre data er fra Snilsberg et al. 2005.

Tabell 9. Trendanalyse av konsentrasjoner av PBDE i avløpsvann og slam ved Rambekk RA (Mann-Kendall, 2-sidig test). Testen er gjort på materiale innsamlet i 2003-2006, og eldre data er fra Snilsberg et al. 2005. tau: Kendall tau korrelasjonskoeffisient. S: Mann-Kendall teststatistikk. p: signifikansnivå.

matriks	variabel	n	tau	S	p
vann inn	BDE-47+99	15	-0,35	-32	0,08
vann inn	BDE-209	16	-0,15	-16	0,43
vann ut	BDE-47+99	16	-0,53	-55	0,006
vann ut	BDE-209	16	-0,33	-22	0,13
slam	Σ PBDE4	15	-0,79	-83	<0,0001
slam	BDE-209	15	-0,16	-17	0,40

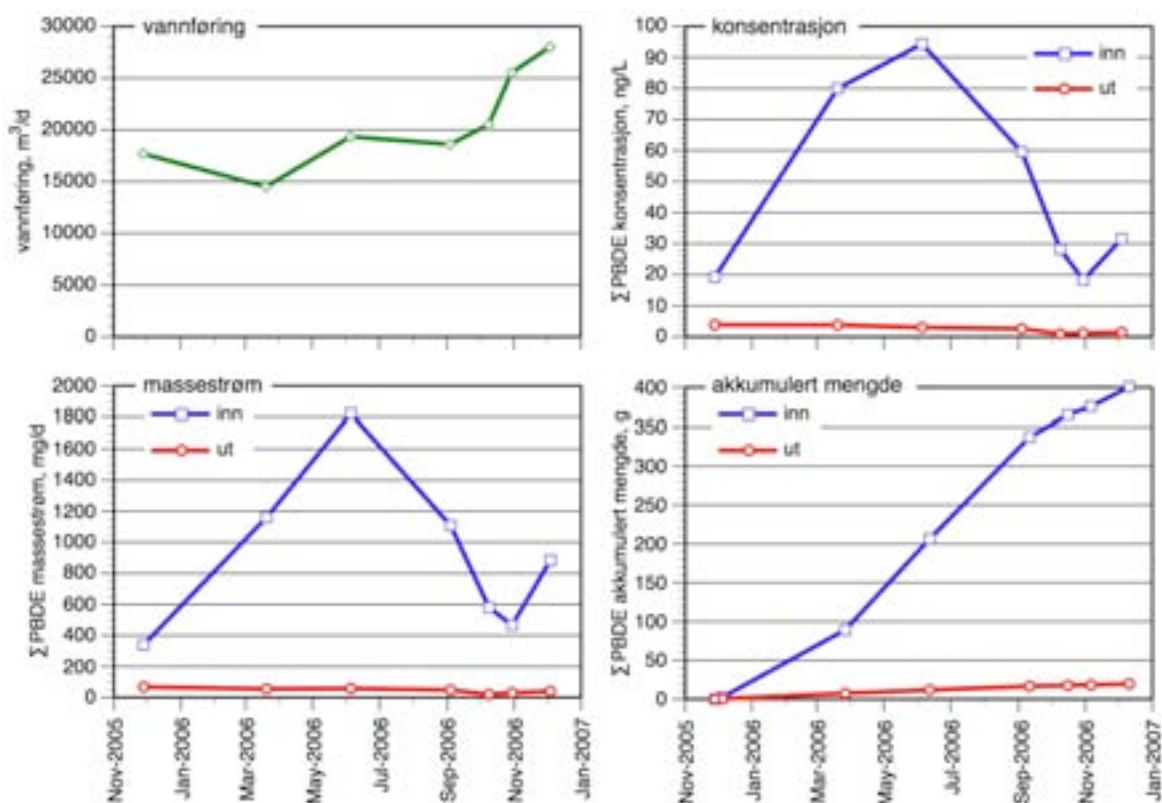
5.3 PBDE i HIAS RA

5.3.1 Konsentrasjoner

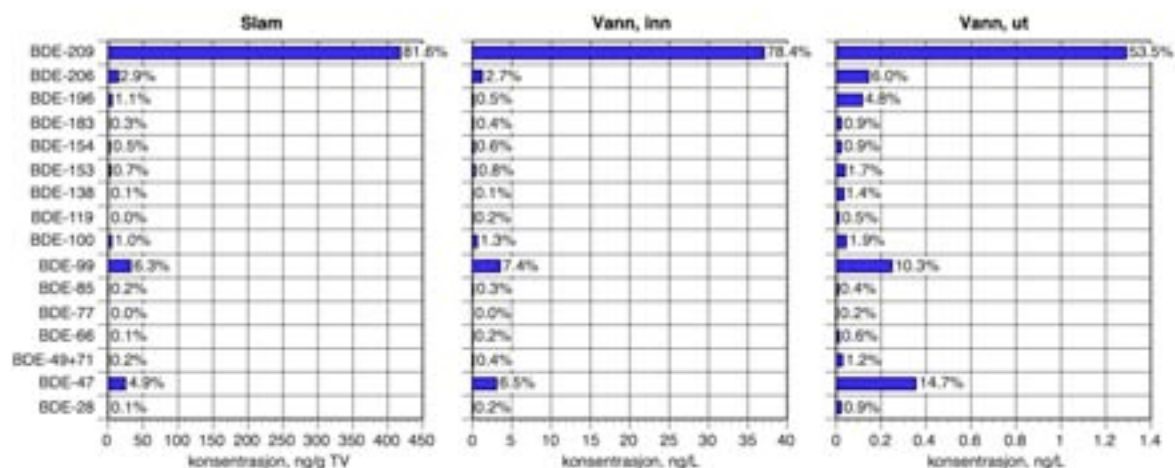
Det ble tatt 7 ukeblandprøver av innløpsvann og utløpsvann fra HIAS RA i løpet av perioden 28.11.05–11.12.2006. For de samme prøvetakningsukene ble det også tatt ut slamprøver, hvorav fem ble analysert for PBDE.

Konsentrasjonen av Σ PBDE i innløpsvannet varierte mellom 18,3–94,3 ng/l (middel: 47,3 ng/l), mens den i utløpsvannet varierte mellom 1–3,9 ng/l (middel: 2,4 ng/l) (Figur 9, Tabell 10). Det var ingen systematisk trend i konsentrasjonene, men de høyeste verdiene ble funnet i sommerhalvåret. Konsentrasjonen av Σ PBDE i slamprøvene varierte med omlag samme faktor, fra 335 til 958 ng/g TV (tørrvekt) (middel: 512 ng/g TV).

Konsentrasjonene i slam og innløpsvann ble dominert av BDE-209, med en lavere andel av BDE-47 og BDE-99. I en gjennomsnittlig prøve utgjorde disse tre kongenerene omlag 80–90% (Figur 10). Sammensetningen av slam og innløpsvann atskilte seg fra utløpsvannet ved med en høyere andel av BDE-209 (omlag 78–82 % vs. 54 %) og lavere andeler av BDE-47 (omlag 5–7 % vs 15 %) og BDE-99 (omlag 6–7 % vs. 10 %).



Figur 9. Vannføring, konsentrasjon, daglig massestrøm og akkumulert mengde av Σ PBDE ved HIAS RA. Vannføringen er basert på midlere døgnverdi for prøvetakningsuken. Konsentrasjonene er målt i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann. Akkumulerte mengder inn og ut av anlegget er beregnet ved integrasjon av massestrømmene. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.



Figur 10. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de analyserte PBDE-kongenerene i slam og innløps- og utløpsvann fra HIAS RA. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

Tabell 10. Konsentrasjoner av PBDE i slam (ng/g tørrvekt), innløpsvann og utløpsvann (ng/l) ved HIAS RA, gitt som middelerdi med standard avvik (SD), minimums- og maksimumsverdi av Σ PBDE og de enkelte tekniske hovedgruppene deka-BDE¹, okta-BDE² og penta-BDE³. Andelen (% av total konsentrasjon) av de enkelte hovedgruppene er også gitt.

Medium	Gruppe	n	Middelerdi	SD	Minimum	Maksimum	Andel, %
RA slam	Σ PBDE	5	512,44	257,02	335,18	958,33	100,0
RA slam	deka-BDE	5	418,00	251,95	237,00	853,00	81,6
RA slam	okta-BDE	5	21,81	3,23	18,42	25,89	4,3
RA slam	penta-BDE	5	72,64	7,86	62,81	80,99	14,2
RA vann, inn	Σ PBDE	7	47,30	30,75	18,27	94,33	100,0
RA vann, inn	deka-BDE	7	37,09	25,82	12,80	79,10	78,4
RA vann, inn	okta-BDE	7	1,67	1,26	0,15	3,22	3,5
RA vann, inn	penta-BDE	7	8,54	4,18	2,92	13,90	18,1
RA vann, ut	Σ PBDE	7	2,41	1,22	0,98	3,86	100,0
RA vann, ut	deka-BDE	7	1,29	0,92	0,44	3,09	53,5
RA vann, ut	okta-BDE	7	0,28	0,25	0,06	0,71	11,8
RA vann, ut	penta-BDE	7	0,84	0,47	0,37	1,51	34,7

¹UIPAC nr: 209

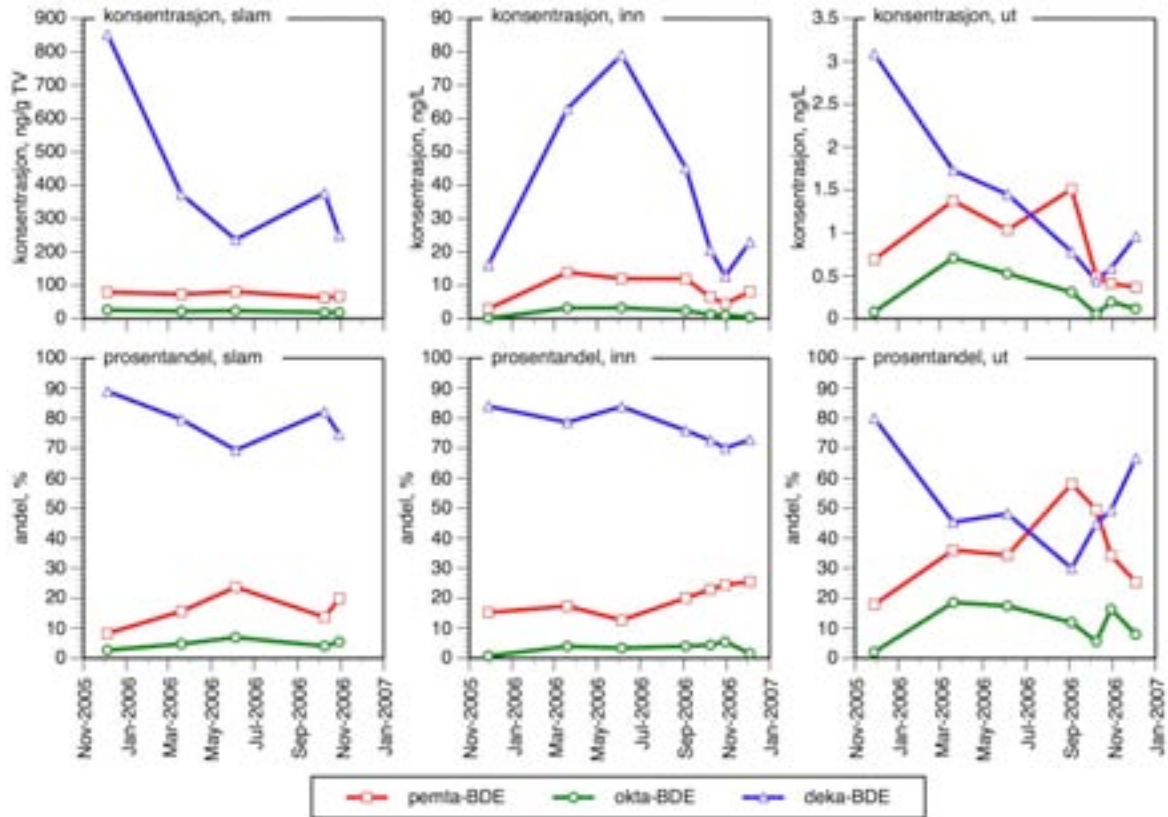
²UIPAC nr: 183, 196, 206

³UIPAC nr: 28, 47, 66, 49+71, 77, 85, 99, 100, 119, 138, 153, 154

Igjen var det en svært god korrelasjon mellom BDE-47 og BDE-99 (r : 0,82–0,97), og kongenersammensetningen kunne forenkles ved å gruppere dem inn i etter deres tilhørighet i de tekniske hovedgruppene penta-BDE (UIPAC nr. 28 til 154), okta-BDE (183, 196, 206) og deka-BDE (209).

Variasjonen i konsentrasjonene og prosentandelen av de tekniske hovedgruppene er vist i Figur 11. For slam er det en nedadgående trend i konsentrasjonen og prosentandelen av deka-BDE. I innløpsvannet fantes de høyeste konsentrasjonene i sommerhalvåret. Dette gjaldt for alle de tre tekniske hovedgruppene og forholdet mellom dem endret seg lite igjennom prøvetakningsperioden. av alle tre tekniske hovedgrupper. I utløpsvannet var det en tendens til at konsentrasjonen og andelen av deka-BDE sank utover prøveperioden,

mens de høyeste verdiene av penta-BDE og okta-BDE fantes i sommerhalvåret. Som for Rambekk RA var konsentrasjonene i utløpsvannet utover høsten svært lave, slik at det ble problemer med deteksjonsgrensene for flere av kongenerene, særlig for okta-BDE. Det relative forholdet mellom de ulike hovedgruppene blir derfor usikkert for denne perioden, da verdier under deteksjonsgrensen er bytte ut med halve denne.



Figur 11. PBDE i slam, innløpsvann og utløpsvann fra HIAS RA, gitt som konsentrasjon og relativ forekomst (andel i %) for de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

5.3.2 Massestrømberegninger

Ut fra vannføringen og konsentrasjonene kunne det for de enkelte prøvetakningsukene beregnes en gjennomsnittlig daglig massestrøm for PBDE inn og ut av anlegget (Figur 9).

I innløpsvannet varierte massestrømmen av Σ PBDE mellom 399–1823 ng/d (middel: 908 ng/d), mens den i utløpsvannet varierte mellom 20–68 ng/d (middel: 46 ng/d).

Gjennomsnittlig vannføring i de enkelte prøvetakningsukene varierte mellom 14503–28006 m³/døgn.

Basert på de integrerte massestrømmene kunne det beregnes årlig mengde PBDE som ble transportert inn og ut av anlegget med vannet (Tabell 11). Mengden Σ PBDE transportert inn til HIAS RA var 387 g/år, mens mengden som tilføres Mjøsa med utløpsvannet var 19 g/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 368 g, noe som representerer en renseseffekt på 95 %. Under forutsetning av representativ prøvetakning er dette en underestimert, da rejektivann fra slambehandlingsanlegget, som mottar eksternslam, går inn i anlegget etter prøvetakningspunktet for innløpsvann.

Deka-BDE og penta-BDE dominerte massestrømmene i innløpsvannet og utløpsvannet. Andelen deka-BDE og penta-BDE i innløpsvannet var henholdsvis 78 % (308 g/år) og 17 % (65 g/år). Tilsvarende tall for utløpsvannet var 52 % (19 g/år) og 35 % (19 g/år).

Årlige mengder PBDE tatt ut fra HIAS RA med slammet kan beregnes ut fra midlere konsentrasjon i slamprøver (Tabell 10) og mengde produsert slam i 2006 (1 625 tonn tørrvekt). Regnet som Σ PBDE utgjør dette 833 g hvorav 81 % (679 g) tilhørte deka-BDE og 45 % (118 g) den tekniske blandingen penta-BDE.

Under prøvetakningsperioden mottok HIAS RA slam fra Nes (28 tonn tørrstoff, TS) og Moelv RA (312 tonn TS) for etterbehandling. Leveransene fra Nes RA ble stanset i juni 2006. Prøvene fra det ferdigbehandlede slammet fra HIAS RA er tatt på en blanding av internt og eksternt slam. Prøvene av innløpsvann representerer kun påslipp fra offentlig avløpsnett, mens utløpsprøvene påvirkes i tillegg av rejektivann fra slambehandlingsanlegget og septik fra de mindre rensanleggene.

Mengden PBDE i slammet overført fra Nes RA i 2006 er beregnet til 45 g. Antar vi at slammet fra Moelv (312 tonn) har samme PBDE-konsentrasjon som i 2004 (182 ng/g tørrvekt, Snilsberg et al. 2004) er PBDE-bidraget herfra 57 g. Dette innebærer at sum av beregnede mengder inn var 490 g/år og sum av beregnede mengder ut var 852 g/år. Differansen mellom disse summene er 362 g eller 42 % av beregnet mengde ut, noe som må sies å være tilfredsstillende for en massebalanse, alle usikkerhetsmomentene tatt i betraktning.

Tabell 11. Årlig mengde PBDE i slam, innløps- og utløpsvann i HIAS RA, beregnet for Σ PBDE og de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Mengden i slam er beregnet ut fra gjennomsnittlige konsentrasjoner og mengden slam produsert i 2006 (1625 tonn tørrvekt). Mengden i vann er beregnet ut fra integrerte massestrømmer. Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann.

Gruppe	Slam (g/år)	Vann, inn, (g/år)	Vann, ut (g/år)	Retensjon (g/år)	Retensjon, % av mengde inn
Σ PBDE	833	387	19	368	95
deka-BDE	679	308	10	298	97
okta-BDE	35,4	13,8	2,4	11	82
penta-BDE	118	65	7	58	90

5.4 Nes RA

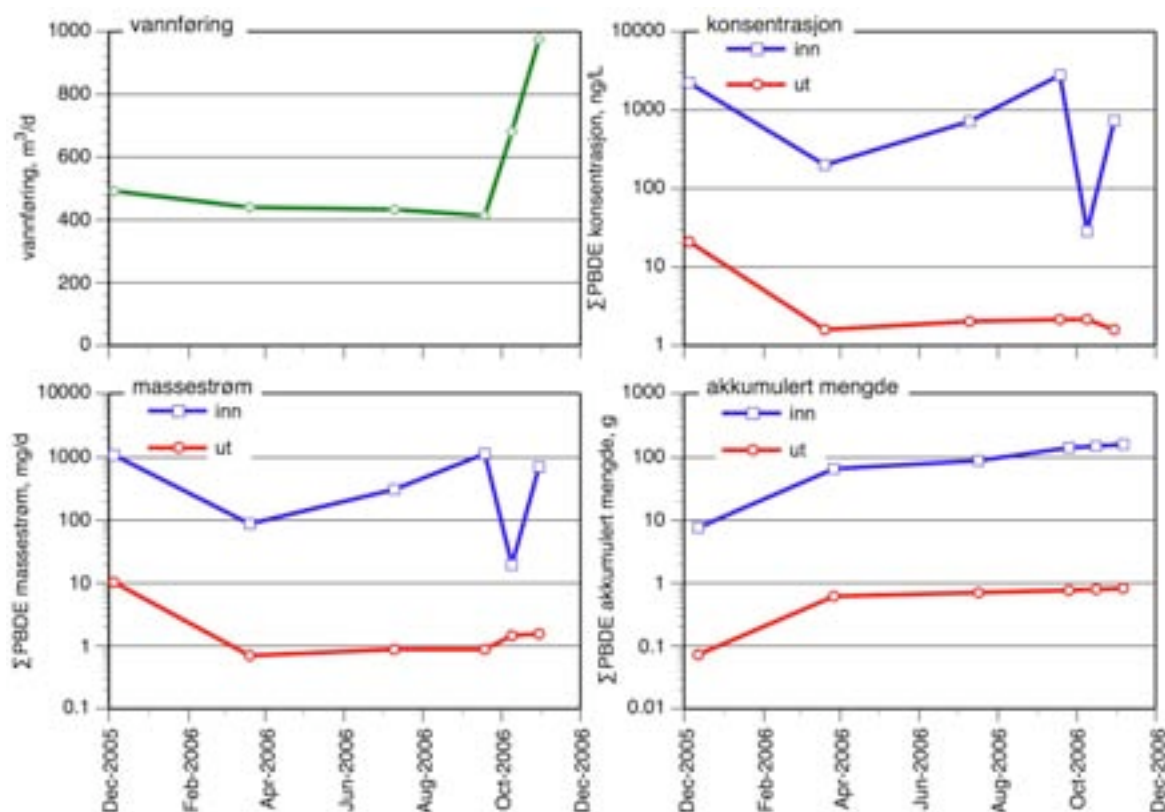
5.4.1 Konsentrasjoner

Det ble tatt 6 ukeblandprøver av innløpsvann og utløpsvann fra Nes RA i løpet av perioden 05.12.05–06.11.2006. For de samme prøvetakningsukene ble det også analysert prøver av slam.

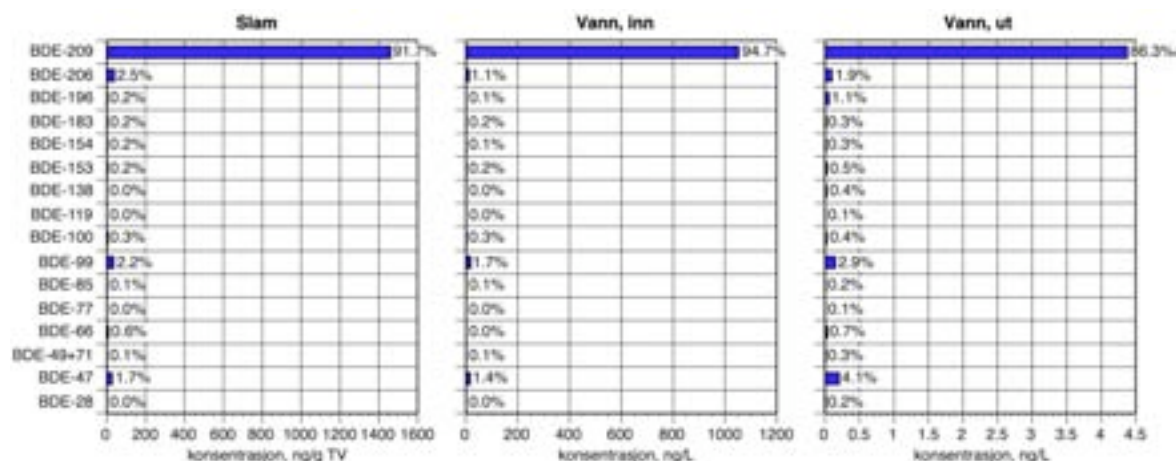
Konsentrasjonen av Σ PBDE i innløpsvannet varierte mellom 28,6–2779 ng/l (middel: 1112 ng/l), mens den i utløpsvannet varierte mellom 1,6–21,0 ng/l (middel: 5,1 ng/l) (Figur 12, Tabell 12). Det var ingen systematisk trend i konsentrasjonene.

Konsentrasjonen av Σ PBDE i slamprøvene varierte fra 975 til 1911 ng/g TV (tørrvekt) (middel: 1593 ng/g TV).

Konsentrasjonene ble dominert av BDE-209, og denne utgjorde hele 86–95 % i gjennomsnittsprøvene av både vann og slam (Tabell 12). Andelene av BDE-47 og BDE-99 utgjorde ikke mer enn 3–7 %, med de høyeste andelene i utløpsvann. På grunn av den sterke dominansen av BDE-209 i prøvene har vi ikke funnet det nødvendig å illustrere den tidsmessige variasjonen i de enkelte tekniske hovedgruppene av PBDE, slik som vi har gjort for de andre rensanleggene.



Figur 12. Vannføring, konsentrasjon, daglig massestrøm og akkumulert mengde av Σ PBDE ved Nes RA. Vannføringen er basert på midlere døgnaverdi for prøvetakningsuken. Konsentrasjonene er målt i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann. Akkumulerte mengder inn og ut av anlegget er beregnet ved integrasjon av massestrømmene. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.



Figur 13. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de analyserte PBDE-kongenerene i slam og innløps- og utløpsvann fra Nes RA. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

Tabell 12. Konsentrasjoner av PBDE i slam (ng/g tørrvekt), innløpsvann og utløpsvann (ng/l) ved Nes RA, gitt som middelverdi med standard avvik (SD), minimums- og maksimumsverdi av Σ PBDE og de enkelte tekniske hovedgruppene deka-BDE¹, okta-BDE² og penta-BDE³. Andelen (% av total konsentrasjon) av de enkelte hovedgruppene er også gitt.

Medium	Gruppe	n	Middelverdi	SD	Minimum	Maksimum	Andel, %
RA slam	Σ PBDE	5	1593,6	396,7	975,4	1911,4	100,0
RA slam	deka-BDE	5	1460,6	390,0	862,0	1787,0	91,7
RA slam	okta-BDE	5	46,0	22,4	29,1	72,5	2,9
RA slam	penta-BDE	5	87,0	13,4	74,4	106,0	5,5
RA vann, inn	Σ PBDE	6	1111,9	1123,6	28,6	2779,1	100,0
RA vann, inn	deka-BDE	6	1052,9	1086,7	24,6	2668,0	94,7
RA vann, inn	okta-BDE	6	15,1	11,3	1,1	32,4	1,4
RA vann, inn	penta-BDE	6	43,9	30,5	3,0	78,8	4,0
RA vann, ut	Σ PBDE	6	5,1	7,8	1,6	21,0	100,0
RA vann, ut	deka-BDE	6	4,4	7,8	0,8	20,2	86,3
RA vann, ut	okta-BDE	6	0,2	0,1	0,1	0,4	3,4
RA vann, ut	penta-BDE	6	0,5	0,2	0,4	0,8	10,3
Bedrift vann, ut	Σ PBDE	1	1166,3				100,0
Bedrift vann, ut	deka-BDE	1	969,0				83,1
Bedrift vann, ut	okta-BDE	1	57,3				4,9
Bedrift vann, ut	penta-BDE	1	140,1				12,0

¹UIPAC nr: 209

²UIPAC nr: 183, 196, 206

³UIPAC nr: 28, 47, 66, 49+71, 77, 85, 99, 100, 119, 138, 153, 154

Det ble også analysert en vannprøve ut fra Nes vaskeri, som sender utløpsvannet sitt til det kommunale rensanlegget. Konsentrasjonene av Σ PBDE i prøven var 1166 ng/l (Tabell 12), og den ble dominert av BDE-209 med en andel på 83 %.

5.4.2 Massestrømberegninger

Ut fra vannføringen og konsentrasjonene kunne det for de enkelte prøvetakningsukene beregnes en gjennomsnittlig daglig massestrøm for PBDE inn og ut av anlegget (Figur 12).

I innløpsvannet varierte massestrømmen av Σ PBDE mellom 20–1147 ng/d (middel: 561 ng/d), mens den i utløpsvannet varierte mellom 0,3–10,3 ng/d (middel: 2,6 ng/d). Gjennomsnittlig vannføring i de enkelte prøvetakningsukene varierte mellom 413–974 m³/døgn.

Basert på de integrerte massestrømmene kunne det beregnes årlig mengde PBDE som ble transportert inn og ut av anlegget med vannet (Tabell 13). Mengden Σ PBDE transportert inn til Nes RA var 175 g/år, mens mengden som tilføres Mjøsa med utløpsvannet var omlag 1 g/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 174 g, noe som representerer en renseseffekt på 99 %.

Deka-BDE dominerte massestrømmene i innløpsvannet og utløpsvannet med andeler på henholdsvis 94 % (165 g/år) og 86 % (0,9 g/år). Andelen penta-BDE i innløpsvannet var 4,5 % (7,9 g/år), mens den i utløpsvannet var omlag 10 % (0,1 g/år). På grunn av de lave konsentrasjonene av PBDE i utløpsvannet er beregningene herfra forholdsvis usikre.

Årlige mengder PBDE tatt ut fra HIAS RA med slammet kan beregnes ut fra midlere konsentrasjon i slamprøver (Tabell 12) og et anslag på mengde produsert slam (299 tonn våtvekt, 25% tørrstoff, dvs. ca 75 tonn TS). Regnet som Σ PBDE utgjør dette 119 g/år, hvorav 92 % (109 g) tilhørte den deka-BDE og 5,5 % (7 g) den tekniske blandingen penta-BDE. Mengden Σ PBDE som ble beregnet tatt ut med slammet i 2006 utgjør 68 % av hva vi har beregnet som den årlige retensjonen (174 g, beregnet som differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann: 174 g). Differansen mellom mengdene inn (175 g) og ut av anlegget (120 g) er -55 g, og utgjør 46 % av samlet mengde ut. En slik usikkerhet i massebalansen er ikke uventet, tatt i betraktning den noe lave prøvetakningsfrekvensen og andre metodiske usikkerhetsmomenter.

Tabell 13. Årlig mengde PBDE i slam, innløps- og utløpsvann i Nes RA, beregnet for Σ PBDE og de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Mengden i slam er beregnet ut fra gjennomsnittlige konsentrasjoner og antatt mengden slam produsert i 2006 (75 tonn tørrvekt). Mengden i vann er beregnet ut fra integrerte massestrømmer. Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann.

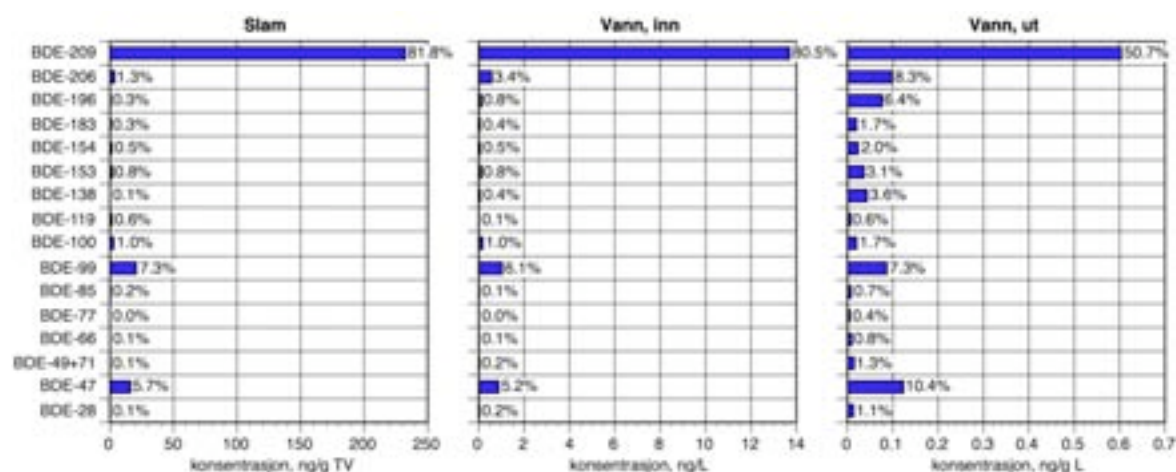
Gruppe	Slam (g/år)	Vann, inn, (g/år)	Vann, ut (g/år)	Retensjon (g/år)	Retensjon, % av mengde inn
Σ PBDE	119	175	0,9	174	99
deka-BDE	109	165	0,8	164	99
okta-BDE	3	2,7	< 0,1	≈ 2,7	≈ 100
penta-BDE	7	7,9	0,1	7,8	99

5.5 PBDE i Breiskallen RA

5.5.1 Konsentrasjoner

Det ble tatt 3 ukeblandprøver av innløpsvann og utløpsvann fra Breiskallen RA i løpet av perioden 20.03.2006–20.11.2006. For de samme prøvetakningsukene ble det også analysert prøver av slam. På grunn av det lave antallet prøver viser vi ikke den tidsmessige variasjonen i konsentrasjonene og andre avledede parametere.

Konsentrasjonen av Σ PBDE i innløpsvannet varierte mellom 3,6–36,5 ng/l (middel: 17,0 ng/l), mens den i utløpsvannet varierte mellom 1,0–1,3 ng/l (middel: 1,2 ng/l) (Tabell 14, Figur 14). Konsentrasjonen av Σ PBDE i slamprøvene varierte mellom 138–506 ng/g TS (tørrvekt) (middel: 284 ng/g TS).



Figur 14. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de analyserte PBDE-kongenerene i slam og innløps- og utløpsvann fra Breiskallen RA. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

Tabell 14. Konsentrasjoner av PBDE i slam (ng/g tørrvekt), innløpsvann og utløpsvann (ng/l) ved Breiskallen RA, gitt som middelværdi med standard avvik (SD), minimums- og maksimumsverdi av Σ PBDE og de enkelte tekniske hovedgruppene deka-BDE1, okta-BDE2 og penta-BDE3. Andelen (% av total konsentrasjon) av de enkelte hovedgruppene er også gitt. Konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.

Medium	Gruppe	n	Middelværdi	SD	Minimum	Maksimum	Andel, %
RA slam	Σ PBDE	3	284,3	196,1	136,8	506,8	100,0
RA slam	deka-BDE	3	232,5	187,3	91,4	445,0	81,8
RA slam	okta-BDE	3	5,2	6,0	1,5	12,2	1,8
RA slam	penta-BDE	3	46,6	3,2	43,3	49,6	16,4
RA vann, inn	Σ PBDE	3	17,0	17,3	3,7	36,5	100,0
RA vann, inn	deka-BDE	3	13,7	14,4	2,4	29,9	80,5
RA vann, inn	okta-BDE	3	0,8	0,4	0,4	1,2	4,6
RA vann, inn	penta-BDE	3	2,5	2,5	0,9	5,5	14,8
RA vann, ut	Σ PBDE	3	1,2	0,2	1,0	1,3	100,0
RA vann, ut	deka-BDE	3	0,6	0,1	0,5	0,7	50,7
RA vann, ut	okta-BDE	3	0,2	0,0	0,2	0,2	16,4
RA vann, ut	penta-BDE	3	0,4	0,1	0,3	0,5	32,9

Konsentrasjonene ble dominert av BDE-209, og denne utgjorde hele 81–82 % i gjennomsnittsprøvene av både slam og innløpsvann. I disse prøvene var den samlede andelen av BDE-47 og BDE-99 11-13 %. I utløpsvannet, hvor konsentrasjonene tildels var svært lave, er prosentandelene mer usikre da mange verdier under deteksjonsgrensene er byttet ut med halve denne. Her utgjorde BDE-209 omlag 51 %, mens BDE- 47 og BDE-99 samlet utgjorde omlag 18 %.

5.5.2 Massestrømsberegninger

Ut fra gjennomsnittsverdier av massestrømmene for de tre prøvetakningsukene ble det beregnet årlig mengde PBDE som ble fraktet ut og inn av anlegget med vannet. Mengden av Σ PBDE i innløpsvannet var 41 g/år, mens det i utløpsvannet, som går til Hunnselva og Mjøsa, transporteres omlag 4 g/år. Som det framgår av konsentrasjonene, så domineres massestrømmene av deka-BDE.

Årlige mengder PBDE tatt ut fra Breiskallen RA med slammet kan beregnes ut fra midlere konsentrasjon i slamprøver (Tabell 15) og et anslag på mengde produsert slam (285 tonn tørrstoff). Regnet som Σ PBDE utgjør dette 81 g/år, hvorav 92 % (66 g/år) tilhørte deka-BDE og 5,5 % (7 g/år) den tekniske blandingen penta-BDE. Beregnet årlig mengde PBDE ut fra anlegget utgjør med dette 85 g, mens årlig mengde inn utgjør 41 g. Differansen mellom disse massestrømmene kan virke store, men det lave antallet prøver tatt i betraktning, kan man vanskelig forvente noen særlig bedre overensstemmelse mellom estimatene.

Tabell 15. Årlig mengde PBDE i slam, innløps- og utløpsvann i Breiskallen RA, beregnet for Σ PBDE og de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Mengden i slam er beregnet ut fra gjennomsnittlige konsentrasjoner og mengde slam produsert i 2006 (285 tonn tørrstoff). Mengden i vann er beregnet ut fra en gjennomsnittlig massestrøm. Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann.

Gruppe	Slam (g/år)	Vann, inn, (g/år)	Vann, ut (g/år)	Retensjon (g/år)	Retensjon, % av mengde inn
Σ PBDE	81	41	4	37	90
deka-BDE	66	32	2	30	94
okta-BDE	2	2	<1	<2	-
penta-BDE	13	6	1	5	83

5.6 Tilførsler fra elver

5.6.1 Konsentrasjoner

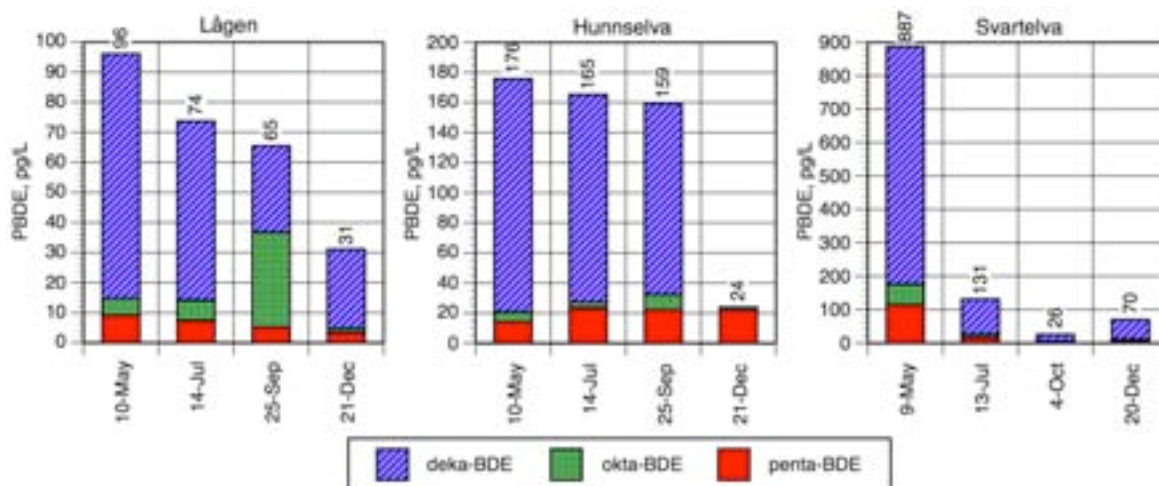
Ved fire anledninger i 2006 ble det tatt vannprøver i tilløpselvene Lågen, Hunnselva, og Svartelva. Prøvetakningen skjedde under forhold som skulle være representative for henholdsvis vårflom, sommersituasjon, høstflom og vintersituasjon.

Konsentrasjonene av \sum PBDE og de enkelte tekniske hovedgruppene av PBDE er vist i Figur 15 og Figur 16. Totalkonsentrasjonene var lavere enn 200 pg/l, unntatt i ett tilfelle. Prøvene ble dominert av deka-BDE (BDE-209). Basert på de midlere kongenerkonsentrasjonene, forekom deka-BDE i en andel på omlag 74–81 % i de enkelte elvene, mens penta-BDE og okta-BDE henholdsvis forekom i andeler på omlag 9–13 % og 4–17 % (Tabell 16).

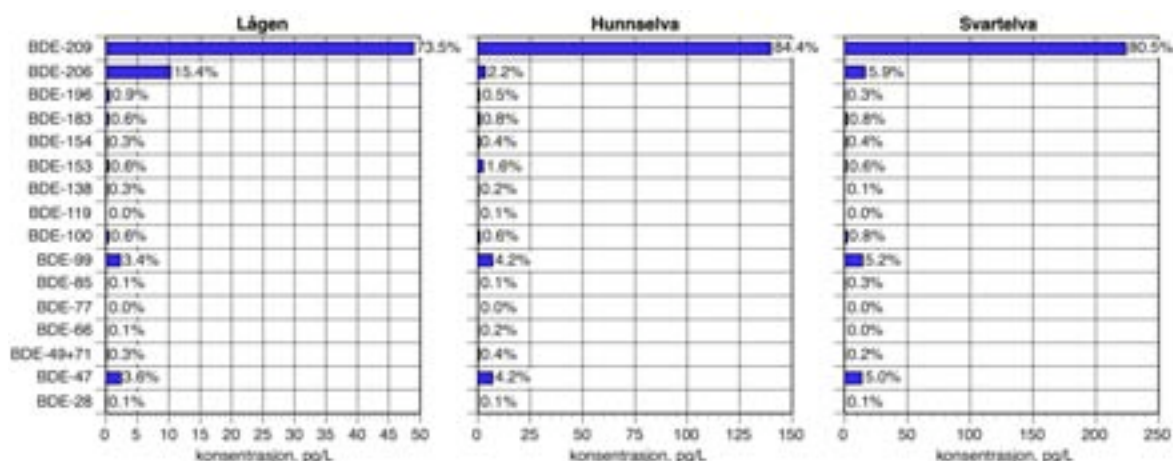
I Lågen, hovedtilløpselva, varierte konsentrasjonene av \sum PBDE mellom 31–96 pg/l, med synkende konsentrasjoner gjennom året. BDE-209 (deka-BDE) var sterkt dominerende i tre av de fire prøvene (26–81 pg/l). Prøven fra september avvok fra dette mønsteret ved at okta-BDE og deka-BDE hadde omlag like stor forekomst (\approx 30 pg/l). Denne prøven hadde en uvanlig høy konsentrasjon av kongeneren BDE-206.

I Hunnselva var konsentrasjonene noe høyere enn i Lågen, \sum PBDE varierte lite og lå mellom 159–176 pg/l. Vi har da ekskludert prøven fra desember, da konsentrasjonen av BDE-209 ikke lot seg bestemme pga. analytiske problemer. Dekka-BDE dominerte i prøvene med konsentrasjoner i området 127–155 pg/l. Deretter fulgte penta-BDE med konsentrasjoner mellom 14–23 pg/l.

I Svartelva hadde prøven tatt under vårflommen i mai et høyt nivå av PBDE, sammenliknet med de tre prøvene tatt seinere. Konsentrasjonen \sum PBDE i mai var 887 pg/l, mens de tre andre prøvene hadde konsentrasjoner i området 70–131 pg/l. Konsentrasjonen av deka-BDE var i mai 711 pg/l, mens den i de andre prøvene var 22–105 pg/l.



Figur 15. Konsentrasjoner av de tekniske hovedgruppene av PBDE (deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE) i innløpselver til Mjøsa, 2006. Merk: for Hunnselva, 21. desember, mangler deka-BDE pga. analytiske problemer. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik halve denne.



Figur 16. Gjennomsnittlig konsentrasjon av de analyserte PBDE-kongenerene i vann fra tilløpselver i Mjøsa. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. $n = 4$, unntak for BDE-209 fra Hunnselva hvor $n = 3$.

Tabell 16. Konsentrasjoner av PBDE i vann (pg/l) fra innløpselver til Mjøsa, gitt som middelerverdi med standard avvik (SD), minimums- og maksimumsverdi av \sum PBDE og de enkelte tekniske hovedgruppene deka-BDE¹, okta-BDE² og penta-BDE³. Andelen (% av total konsentrasjon) av de enkelte hovedgruppene er også gitt. En prøve fra Hunnselva er ekskludert pga. manglende analyseverdi for deka-BDE.

Lokalitet	Gruppe	n	Middelerverdi	SD	Minimum	Maksimum	Andel, %
Hunnselva	\sum PBDE	3	166,8	8,3	159,4	175,8	100,0
Hunnselva	deka-BDE	3	140,0	14,1	127,0	155,0	83,9
Hunnselva	okta-BDE	3	7,0	3,1	4,0	10,2	4,2
Hunnselva	penta-BDE	3	19,9	5,0	14,1	23,3	11,9
Lågen	\sum PBDE	4	66,6	26,9	31,1	96,1	100,0
Lågen	deka-BDE	4	49,0	26,3	26,3	81,3	73,5
Lågen	okta-BDE	4	11,4	13,6	1,5	31,5	17,1
Lågen	penta-BDE	4	6,3	2,5	3,3	9,2	9,4
Svartelva	\sum PBDE	4	278,5	408,1	25,7	887,2	100,0
Svartelva	deka-BDE	4	224,1	326,4	21,5	711,0	80,4
Svartelva	okta-BDE	4	19,4	28,9	1,9	62,3	7,0
Svartelva	penta-BDE	4	35,1	52,8	2,3	113,9	12,6

5.6.2 Massestrømberegninger

Ut fra vassføring og konsentrasjonene kunne det for de enkelte elvene beregnes en årlig tilførsel av PBDE til Mjøsa (Tabell 17). Vi har her benyttet oss av gjennomsnittlige konsentrasjoner av de enkelte kongenerene (volumveide gjennomsnittsverdier kunne ikke beregnes da vassføringsdata ved prøvetakingstidspunktene ikke var tilgjengelige).

Samlet tilførsel for 2006 fra de tre innløpselvene var 583 g, hvorav Lågen ga største bidrag på 521 g. De to andre elvene, Hunnselva og Svartelva bidro med henholdsvis 26 g og 35 g.

Deka-BDE dominerte i tilførslene med en andel på 74 % (434 g), mens okta-BDE og penta-BDE bidro med henholdsvis 16 % (93 g) og 10 % (57 g). Årsaken til at tilførselen av okta-BDE var større enn penta-BDE skyldes prøven fra Lågen tatt i september. Andelen av okta-BDE var da 48 %, og den store årlige vassføring i Lågen gjør at innflytelsen fra denne prøven på det samlede estimatet bli betydelig. Hadde denne prøven vært holdt utenfor beregningene ville bidraget fra penta-BDE vært større enn det fra okta-BDE.

Tabell 17. Årlig tilførsel av PBDE fra tre innløpselver til Mjøsa, 2006, beregnet for Σ PBDE og de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Beregningene er basert på midlere årlig vassføring (Q) og konsentrasjoner av de analyserte kongenerene.

Lokalitet	Q, mill. m ³ /år	konsentrasjon, pg/l				tilførsel, g/år			
		Σ PBDE	deka-BDE	okta-BDE	penta-BDE	Σ PBDE	deka-BDE	okta-BDE	penta-BDE
Hunnselva	156	166,8	140	7,0	19,9	26,0	21,8	1,1	3,1
Lågen	7 830	66,6	49	11,4	6,3	521,4	383,3	88,9	49,2
Svartelva	127	278,5	224,1	19,4	35,1	35,4	28,5	2,5	4,5
<i>sum</i>						582,8	433,6	92,5	56,8

5.7 Samlet bidrag til Mjøsa fra renseanlegg og elver

Samlet tilførsel av PBDE til Mjøsa fra de undersøkte renseanleggene og elvene for 2006 ble beregnet til 683 g (Tabell 18).

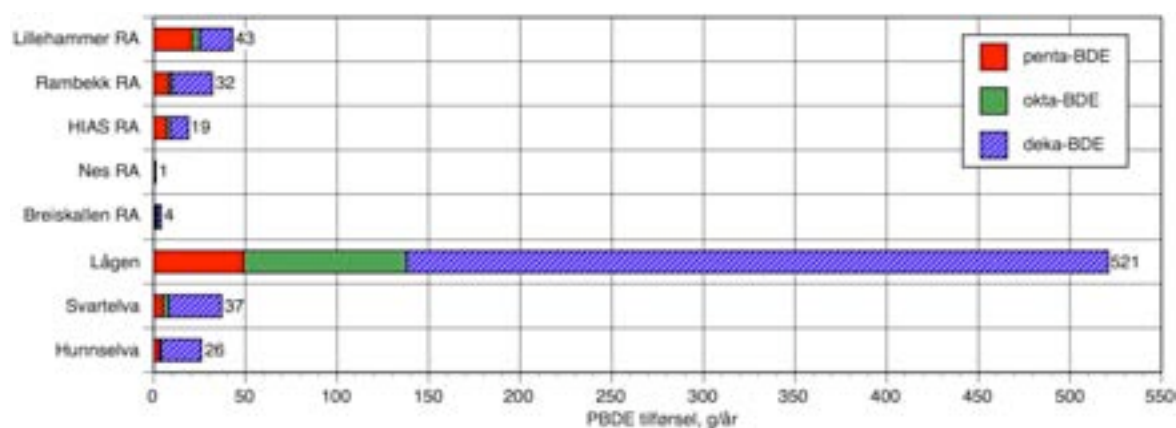
Den viktigste kilden var Lågen med et årlig bidrag på 521 g (Figur 17). Dette utgjør 76 % av samlet tilførsel. Deretter fulgte Lillehammer RA med 43 g (6 %), Svartelva med 37 g (5 %), Rambekk RA med 32 g (5 %) Hunnselva med 26 g (4 %), og HIAS RA med 19 g (3 %). Tilførslene fra de to gjenværende renseanleggene, Nes RA og Breiskallen RA, var i denne sammenheng ubetydelige, og samlet bidrag fra disse var 5 g (0,7 %).

Deka-BDE dominerte de samlede tilførslene med en andel på 71 %. Okta-BDE og penta-BDE hadde omlag samme andel på 14–15 %. Det noe høye andelen av okta-BDE skyldes som før nevnt høstprøven fra Lågen, som hadde et høyt innslag av kongeneren BDE-206.

Lågen var også viktigste kilde for kongenerene som tilhører den tekniske blandingen penta-BDE, med en årlig tilførsel på 49 g. Lillehammer RA var nest viktigste kilde med en årlig tilførsel på 21 g. De øvrige renseanleggenes bidrag av penta-BDE var samlet på 16 g, mens Svartelva og Hunnselva bidro samlet med 8 g.

Tabell 18. Årlig tilførsel av PBDE til Mjøsa fra de undersøkte renseanlegg og elver for 2006, beregnet som Σ PBDE og de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE. Prosentandelen av total tilførsel er beregnet for de enkelte kildene.

Lokalitet	årlig tilførsel, g				andel av total mengde, %			
	Σ PBDE	deka-BDE	okta-BDE	penta-BDE	Σ PBDE	deka-BDE	okta-BDE	penta-BDE
Lillehammer	43	18	4	21	6,3	2,6	0,6	3,1
Rambekk	32	22	2	8	4,7	3,2	0,3	1,2
HIAS RA	19	10	2	7	2,8	1,5	0,3	1,0
Nes RA	1	1	0	0	0,1	0,1	0,0	0,0
Breiskallen RA	4	2	1	1	0,6	0,3	0,1	0,1
Lågen	521	383	89	49	76,3	56,1	13,0	7,2
Svartelva	37	29	3	5	5,4	4,2	0,4	0,7
Hunnselva	26	22	1	3	3,8	3,2	0,1	0,4
sum	683	487	102	94	100,0	71,3	14,9	13,8



Figur 17. Årlig tilførsel av PBDE til Mjøsa fra de undersøkte renseanlegg og elver for 2006, beregnet som Σ PBDE og de tekniske hovedgruppene deka-BDE, okta-BDE og penta-BDE.

5.8 PBDE – diskusjon av resultater

5.8.1 Tilførsler til Mjøsa

Beregningene fra renseanleggene og de tre elvene viser at Lågen var den største kilden for tilførsler av PBDE til Mjøsa. Av en samlet årlig tilførsel av Σ PBDE på ca. 680 g bidro Lågen med ca. 520 g eller 76 %, mens samlet bidrag fra renseanleggene var 99 g eller 14 %.

Det var imidlertid viktige forskjeller på hvilke kongenerer de enkelte kildene bidro med. I elvene dominerte den fullbromerte forbindelsen deka-BDE i betydelig grad, og innslaget av den tekniske penta-BDE blandingen utgjorde ikke mer enn ca. 9–12 %. I de største renseanleggene var innslaget av penta-BDE blandingen tildels betydelig høyere (25–49 %), og andelen deka-BDE tilsvarende lavere.

Dette har viktige miljømessige konsekvenser, da de lavbromerte kongenerene – som den tekniske penta-PBDE blandingen består av – tas opp i organismene og oppkonsentreres i

næringskjedene (biomagnifiseres) i en helt annen grad enn den fullbromerte forbindelsen deka-BDE. Det var den tekniske penta-PBDE blandingen som ble brukt i produksjonen til tekstilfabrikken i Lillehammer, og det er særlig disse kongenerene som finnes i høye konsentrasjoner i sedimentene nord i Mjøsa og i fisken (Fjeld et al. 2005, Fjeld et al. 2006).

Samlet årlig tilførsel av den tekniske penta-BDE blandingen fra de undersøkte kildene var for 2006 beregnet til 94 g, hvorav Lågen og Lillehammer RA bidro med henholdsvis 49 g (52 %) og 21 g (22 %). De øvrige renseanleggene bidro med omlag 16 g, hvorav Rambekk RA og HIAS RA hver bidro med 7–8 g. Bidragene fra Nes RA og Breiskallen RA var i denne sammenheng ubetydelige (≈ 1 g).

I undersøkelsen til Snilsberg et al. (2005) ble det rapportert at konsentrasjonen av kongenerer fra den tekniske penta-PBDE blandingen i slammet fra Lillehammer RA i desember 2003 var 21 000 ng/g. Da tekstilfabrikken i Lillehammer stanset bruken av PBDE sommeren 2003, er det ikke urimelig å anta at dette kan ha vært en representativ konsentrasjon for perioden de benyttet disse flammehemmerene i produksjonen. I så tilfelle var den årlige mengden tekniske penta-PBDE som gikk ut med slammet fra Lillehammer RA omlag 36 kg (forutsatt en årlig slamproduksjon på 1 700 tonn), hvilket står i sterk kontrast til de 0,85 kg som vi har beregnet for 2006.

Samlet årlig tilførsel av deka-BDE var beregnet til 487 g, hvorav Lågen var den absolutt største enkeltkilde med 383 g (79 %). De to øvrige elvene, Svartelva og Hunnelva, bidro med ca. 51 g (10 %), mens renseanleggene bidro med ca. 53 g (11 %).

I beregningene har vi klassifisert kongenerene BDE-183, -196 og -206 som tilhørende den tekniske blandingen kalt okta-BDE. Disse dominerer vanligvis i dette produktet, men de kan også dannes gjennom fotolytisk debrominering av deka-BDE (Bezares-Cruz et al. 2004). Det er derfor usikkert hvilket opprinnelig teknisk produkt disse kongenerene har tilhørt. Sum av årlig tilførsel av okta-BDE var 102 g, men av denne utgjorde bidraget fra Lågen hele 89 g (87 %). Det var særlig en enkelt prøve fra Lågen, med en spesielt høy andel av BDE-206 (44 %), som bidrar til dette høye bidraget. Ekskluderes denne prøven ville samlet årlig tilførsel av gruppen okta-BDE fra Lågen blitt mer enn halvert. Dette illustrerer at Lågen med sitt store årlige vannvolum har en betydelig innflytelse på tilførselsbudsjettet, og at det derfor er svært sensitivt for tilfeldige variasjoner i konsentrasjonene i ellevannet når antallet prøver er så vidt få (4 i løpet av året).

5.8.2 Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg

En detaljert undersøkelse av skjebnen til PBDE gjennom et moderne høygradig mekanisk-biologisk avløpsrenseanlegg i Canada konkluderte med at PBDE var et konservativt stoff som ikke degraderes gjennom de mange renseprosessene i et slikt anlegg (Rayne and Ikonomou 2005). Man skulle derfor forvente at såfremt man har målt de viktigste massestrømmene av PBDE inn og ut av de undersøkte renseanleggene omkring Mjøsa, så skulle enkle massebudsjetter kunne etableres.

For noen av de undersøkte renseanleggene var det et imidlertid et betydelig misforhold mellom beregnet mengde holdt tilbake i rensanleggene (retensjonen, målt som differansen mellom mengdene i innløpsvann og rensset utløpsvann) og beregnet mengde tatt ut med slammet. For Breiskallen RA, hvor vi kun har tre prøveperioder, kan det imidlertid

vanskelig forventes at massebalansen skal kunne bli særlig presis, og vi vil derfor ikke vurdere denne nærmere.

Noe av usikkerheten skyldes at flere av anleggene mottar eksternt slam til behandling, og at vi har ikke god informasjon på mengden slam og konsentrasjonene i alle delstrømmene. Dette kan imidlertid ikke forklare de tildels betydelige forskjellene som vi finner for Lillehammer RA og Rambekk RA.

Ved Lillehammer RA var årlig mengde Σ PBDE tatt ut med slammet omlag 1340 g, mens retensjonen var 293 g eller 22 % av mengden i slammet. Ser vi på mengden penta-BDE i slammet fra Rambekk RA har vi beregnet at årlig mengde i slam, når vi trekker fra beregnet mengde overført med slam fra Lillehammer RA, var omlag 320 g. Årlig retensjon i anlegget var imidlertid omlag 28 g eller 9 % av mengden i slammet. Selv om anlegget også mottar annet eksternt slam med en ukjent mengde penta-BDE, anser vi at forskjellen er for stor til at dette kan være hovedårsaken til den ufullstendige massebalansen.

For HIAS RA og Nes RA syntes massebalansen å fungere noe bedre. Ved HIAS RA, når antatt bidrag fra eksternt slam trekkes fra, var årlig mengde av Σ PBDE i slammet 731 g, mens retensjonen var 368 g eller 50 % av mengden i egenprodusert slam. Ved Nes RA var årlig mengde i slammet 119 g, mens retensjonen var 174 g eller ca. 146 % av mengden i slammet.

De svært ufullstendige massebalansene for PBDE ved Lillehammer RA og Rambekk RA kan tyde på at det har vært problemer med å gjøre en representativ prøvetakning av det svært partikkelholdige innløpsvannet. Mengdene av PBDE i innløpsvannet kan ha blitt underestimert dersom visse partikulære fraksjoner har blitt underrepresentert under prøvetakningen. I hovedsak kan PBDE forventes å være knyttet til partikulært organisk materiale og fett i innløpsvannet, da det i likhet med mange andre organiske miljøgifter er lipofilt (fettelskende) og ekstremt lite løselig i vann. Partiklene i en vannstrøm vil ikke nødvendigvis være homogent fordelt, men kan stratifiseres avhengig av strømningsforholdene, samt partiklens størrelse, form og tetthet. Videre vil strømningshastigheten utenfor inntaket til prøvetakeren også kunne påvirke partikkelopptaket. Da vannstrøm og vannkvalitet inn til et rensanlegg kan variere betydelig igjennom døgnet og sesongen, er det derfor en utfordring å designe et automatisk prøvetakningssystem som tar representative prøver under alle forhold.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PBDE i det urensede innløpsvannet for de enkelte rensanleggene varierte mellom ca. 17–66 ng/l, unntatt for Nes RA hvor den var hele 1112 ng/l. På tross av at det er en høy aktivitet internasjonalt med å kartlegge forekomsten av PBDE i miljøet er det publisert få studier hvor det rapporteres PBDE-konsentrasjoner i innløpsvannet til avløpsrensanlegg. Rayne og Ikonomu (2005) kan vise til en konsentrasjon av Σ PBDE på 392 ng/l i innløpsvann til et rensanlegg i Canada. I en annen canadisk undersøkelse av Song et al. (2006) rapporteres det om konsentrasjoner av de viktigste kongenerer tilhørende den tekniske penta-BDE blandingen omkring 260 ng/l. I vår undersøkelse lå gjennomsnittlige konsentrasjoner av den samme fraksjonen mellom 2,5–19,3 ng/l. Det rapporteres ikke om noen industrielt betingede tilførsler av PBDE til de canadiske rensanleggene, og det at vi finner høyere konsentrasjoner av penta-BDE blandingen her enn i anleggene omkring Mjøsa kan trolig tilskrives at anvendelsen av PBDE har vært vesentlig større i Nord-Amerika enn i Norge og resten av Europa.

I en studie av norske renselanlegg rapporterer Vogelsang et al. (2006) om en konsentrasjon av BDE-47 og BDE-99 på 6,3–9,3 ng/l i innløpsvannet til seks anlegg (et begrenset antall kongenerer ble analysert). I vår undersøkelse var konsentrasjonen av disse to kongenerene 1,9–35,5 ng/l og de utgjorde omlag 70–80 % av de vi behandler som tilhørende den tekniske penta-BDE blandingen.

Lillehammer RA, som har mottatt PBDE-forurenset avløpsvann fra Gudbrandsdalens Uldvarefabrik AS, hadde en gjennomsnittlige konsentrasjonen av Σ PBDE på 66 ng/l, hvorav kongenerene som inngår i det tekniske produktet penta-BDE utgjorde 29 %. Dette var den høyeste gjennomsnittlige andel av penta-BDE, og i de øvrige anleggene varierte den mellom 4–19 %. Vi ser det som sannsynlig at den forhøyede andelen av penta-BDE ved Lillehammer RA skyldes påvirkning av rester i avløpsystemet som ligger igjen etter den tidligere bruken ved bedriften. Slik bruk skal ha opphørt sommeren 2003.

Årsaken til den høye konsentrasjonen i innløpsvannet til Nes RA er usikker, men dette anlegget mottar avløpsvann fra et større vaskeri som kan være en kilde. En stikkprøve av avløpsvann fra dette vaskeriet viste en konsentrasjon på 1166 ng/l, hvorav deka-BDE utgjorde 83 %. I gjennomsnitt utgjorde deka-BDE i prøvene fra Nes RA 95 % av Σ PBDE, mens den i stikkprøven fra vaskeriet var 83 %.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PBDE i det rensede utløpsvannet varierte mellom 1,2–8,4 ng/l, hvorav Lillehammer RA og Nes RA hadde de høyeste konsentrasjonene med henholdsvis 8,4 og 5,1 ng/l. Sammensetningen av PBDE i utløpsvannet varierte også noe mellom anleggene. Lillehammer RA hadde størst gjennomsnittlig andel av kongenerene i den tekniske penta-BDE blandingen med nær 45 %, mens Nes RA hadde den minste andelen av disse med ca. 10 %. Hos de øvrige anleggene varierte denne andelen mellom 22–35 %. I det rensede utløpsvannet i de canadiske studiene fant Rayne og Ikonomou (2005) en konsentrasjon av Σ PBDE på 26 ng/l, hvorav omlag 73 % tilhørte den tekniske penta-BDE blandingen, mens Sang et al. (2006) fant en konsentrasjon av den teknisk penta-BDE blandingen på 36 ng/l.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PBDE i det ferdigbehandlede slammet varierte mellom 284–1594 ng/g (tørrvekt). Laveste konsentrasjon ble funnet ved Breiskallen RA og høyeste ved Nes RA. For Lillehammer RA var gjennomsnittlig konsentrasjon 783 ng/g t.v., mens den for Rambekk RA – som mottar slammet fra Lillehammer RA – var 971 ng/g t.v. Den gjennomsnittlige prosentandelen av teknisk penta-BDE i slamprøvene varierte mellom 5–64 %, minst for Nes RA – som ble kraftig dominert av deka-BDE, og mest for Lillehammer RA. Rambekk RA, som behandler slammet fra Lillehammer, hadde også en høy konsentrasjon av teknisk penta-BDE på 51 %. Innslaget av disse kongenerene i slammet fra de to andre anleggene var 14 og 16 %. Disse konsentrasjonene og sammensetningene er innefor det forholdsvis brede variasjonsområdet som er rapportert for kloakkslam nasjonalt (Fjeld et al. 2005, Snilsberg et al 2005, Nedland og Paulsrud 2006) og internasjonalt. I en undersøkelse av 50 svenske avløpsrensanlegg i 2000 var gjennomsnittlig konsentrasjon av Σ PBDE (de kvantitativt viktigste kongenerene) i slammet 250 ng/g t.v. hvorav kongenerer fra teknisk penta-BDE utgjorde 52 % (Law et al. 2006). For slam fra et dansk renselanlegg har det blitt rapportert om konsentrasjoner omkring 485 ng/g t.v. og kongenerene fra teknisk penta-BDE utgjorde omlag 50 % av disse (Christensen et al. 2003). Fra Spania har det blitt rapportert om konsentrasjoner i området 8404–18 100 ng/g t.v., med deka-BDE som dominerende kongener (93–99 %) og

de høyeste verdiene i et område med tekstilindustri (Fabrellas et al. 2004). Fra et anlegg i Canada har Rayne og Ikonomou (2005) rapportert om konsentrasjoner av Σ PBDE i utråtnet kloakkslam på omlag 2430 ng/g t.v. hvorav nær 70 % tilhørte kongenerene fra den tekniske penta-BDE blandingen. Fra USA har det blitt rapportert om konsentrasjoner i området 466–7000 ng/g t.v. (Hale et al 2001, 2003).

5.8.3 Tidsutvikling

Flere av de undersøkte anleggene inngikk i en tidligere undersøkelse om tilførslene av bromerte flammehemmere til Mjøsa (Snilsberg et al. 2005), og resultater fra denne har blitt benyttet til å kartlegge tidsutviklingen i konsentrasjonene i avløpsvann og slam ved Lillehammer og Rambekk RA. Et problem her har vært at utvalget av kongenerer og deres deteksjonsgrenser var dårligere i de tidligste analysene, slik at vi har måttet gjøre sammenlikningene på et begrenset utvalg. Dette bør imidlertid ikke ha noen avgjørende betydning for undersøkelsen av trendene, da vi har kunnet fokusere på de kvantitativt viktigste kongenerene.

Ved Lillehammer RA var det en statistisk signifikant og kraftig nedgang i konsentrasjonen av de viktigste kongenerene fra teknisk penta-BDE i både urensset innløpsvann og slam for perioden høsten 2003 – desember 2006. For innløpsvannet var det også en svak, men signifikant negativ trend i de tekniske penta-BDE kongenerene. For utløpsvannet var det ingen signifikante endringer å spore, men konsentrasjonene av teknisk penta-BDE viste en topp omkring seinvinteren 2005 for deretter å synke til et lavt nivå. Bruken av teknisk penta-BDE ved det aktuelle bedriften stanset høsten 2003, så tidsseriene for innløpsvannet og slammet dekker perioden fra bruken opphørte og fram til desember 2006. Trendene demonstrere tydelig at stans i bruken av flammehemmeren førte til en betydelig reduksjon av konsentrasjonene i innløpsvannet og i slammet, mens variasjonen i konsentrasjon i utløpsvannet er mer usystematisk. Denne tidsserien begynner noe seinere (mars 2004) enn de andre, men for denne perioden er det ingen signifikant korrelasjon mellom konsentrasjonene i innløpsvann og rensset utløpsvann. Dette kan tolkes som at ved dette konsentrasjonsregimet i innløpet blir den relative innflytelsen av andre tilfeldige faktorer (driftsmessige, metodiske) såpass viktige at de kamuflerer en samvariasjon mellom innløps- og utløpskonsentrasjonene.

Ved Rambekk RA var det en statistisk signifikant og kraftig nedgang i konsentrasjonen av de viktigste kongenerene fra teknisk penta-BDE i slam for perioden mars 2003 – desember 2006. For utløpsvannet ble det påvist en svak, men statistisk signifikant nedgang i konsentrasjonen av teknisk penta-BDE. I innløpsvannet ble det ikke påvist noen signifikante trender. Det er antatt at hovedkilden for teknisk penta-BDE ved Rambekk RA er slam som overføres fra Lillehammer RA, og dette forklarer trenden i slamkonsentrasjonen. Rejektvann fra slambehandlingen tilføres renselanlegget etter prøvetakningspunktet på inntaksledningen, og reduksjon i utløpskonsentrasjonen skyldes trolig en minsket PBDE-konsentrasjon i rejeckt vannet fra slambehandlingen.

5.8.4 Konsentrasjoner i elvene

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PBDE i elvene varierte mellom ca. 66–167 pg/l, lavest for Lågen og høyest for Svartelva. Dekka-BDE var den dominerende kongeneren med en andel på ca. 74–74 % (ca. 49–224 pg/l), mens kongenerene som dominerer i den tekniske penta-BDE blandingen forekom i en andel på ca. 9–13 % (ca. 6–35 ng/l). I en tidligere undersøkelse ble det for Svartelva funnet en konsentrasjon av Σ PBDE på 450 pg/l (prøve fra desember 2004) og for Hunnselva i området 110–1870 pg/l

(3 prøver høst og vinter 2004) (Snilsberg et al. 2005), men disse analyseresultatene er beheftet med endel usikkerhet pga. problemer med deteksjonsgrensene for mange av kongenerene. I foreliggende undersøkelse har vi benyttet en annen prøvetakningsmetode (høyvolums vannprøvetakning, partikulær fase fanges opp på glassfiberfilter og oppløst fraksjon adsorberes til polyuretanskum) enn i den foregående undersøkelsen (vannprøver, direkte ekstraksjon), og vi har med denne metoden hatt vesentlig mindre problemer med deteksjonsgrensene for de kvantitativt viktigste kongenerene.

Det har vært vanskelig å finne sammenliknbare data i internasjonale vitenskaplige tidsskrifter, da det ikke er gjort publisert mange studier over konsentrasjoner i naturlig overflatevann og det ofte har vært målt på annen kongenersammensetning (deka-BDE mangler ofte) eller det har vært målt på oppløst fraksjon i vann og ikke total konsentrasjon. For Lake Michigan, USA, beregnet Streets et al. (2006) at totalkonsentrasjonen av de viktigste kongenerene fra teknisk penta-BDE var 21 pg/l i vannprøver innsamlet i 2004.

6. Heksabromsyklododekan (HBCDD)

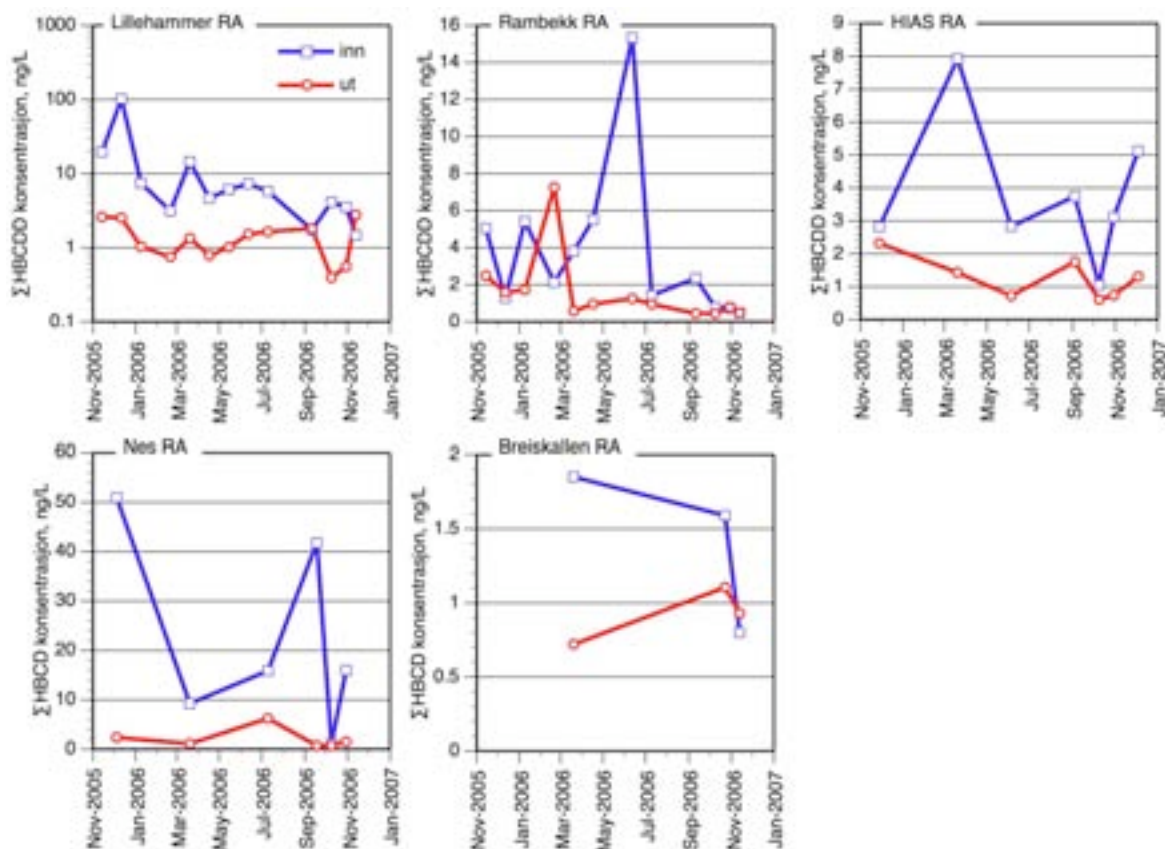
I det videre framstiller vi resultatene fra rensanleggene samlet. Resultatene er mindre komplekse enn for PBDE, og en samlet framstilling gjør det derfor lettere å oppfatte de viktigste momentene i undersøkelsen.

6.1 Rensanleggene

6.1.1 Konsentrasjoner

Konsentrasjonene av HBCDD ble bestemt for de tre isomerene (geometriske variantene) α -, β - og γ -HBCDD. Konsentrasjonene av de enkelte isomerene var i svært mange tilfeller under deteksjonsgrensene. Av de i alt 246 prøvene analysert, hadde 155 (63 %) konsentrasjoner under deteksjonsgrensene (Tabell 19).

Deteksjonsgrensen varierer mellom prøvene, men medianverdien (50-prosentilen) for de tre isomerene i inn- og utløpsvann varierte mellom 0,47–0,91 ng/l. I slam var medianverdien av deteksjonsgrensen for de tre isomerene 0,6 ng/g tørrvekt. I de videre beregningene har vi satt verdier under deteksjonsgrensen lik halve denne. Dette innebærer at når konsentrasjonen av Σ HBCDD blir lav, gjerne under 2 ng/l, blir estimatene svært usikre. Dette har særlig betydning for konsentrasjonene i utløpsvannet.



Figur 18. Konsentrasjoner av Σ HBCDD i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne. Verdiene er derfor tildels svært usikre når Σ HBCDD nærmere seg eller blir lavere enn 2 ng/l.

Blant renseanleggene hadde Nes RA og Lillehammer RA de høyeste middelkonsentrasjonene av Σ HBCDD i innløpsvann med henholdsvis 22,5 og 13,9 ng/l. I Lillehammer RA ble det i innløpsvannet påvist konsentrasjoner opp til 102 ng/l, mens det ved Rambekk ble påvist konsentrasjoner opp til 42 ng/l. Middelerdien i de to øvrige anleggene var lave. Det varierte mellom 1,4–3,8 ng/l og 52–78 % av analyseverdiene var under deteksjonsgrensen. En stikkprøve ut fra Nes vaskeri, som sender avløpsvannet til Nes RA for videre behandling, hadde en konsentrasjon av Σ HBCDD på 101 ng/l.

I utløpsvannet var konsentrasjonene generelt lave og analyseresultatene for de enkelte kongenerene lå oftest under deteksjonsgrensene. Estimerte middelkonsentrasjoner av Σ HBCDD lå i området 0,9–2,1 ng/l, og antallet analyseresultater under deteksjonsgrensene varierte mellom 78–100 %.

I slam varierte Σ HBCDD mellom 18–32 ng/g tørrvekt, unntatt for HIAS RA hvor samtlige analyseresultater var under metodens deteksjonsgrenser (estimert gjennomsnitt basert på halve deteksjonsgrensene var 0,9 ng/g tørrvekt).

I prøvene fra renseanleggene hvor majoriteten av analyseresultatene var større en deteksjonsgrensene, ble Σ HBCDD dominert av isomerene α -HBCDD (andel på 23–58 %) og γ -HBCDD (39–75 %)

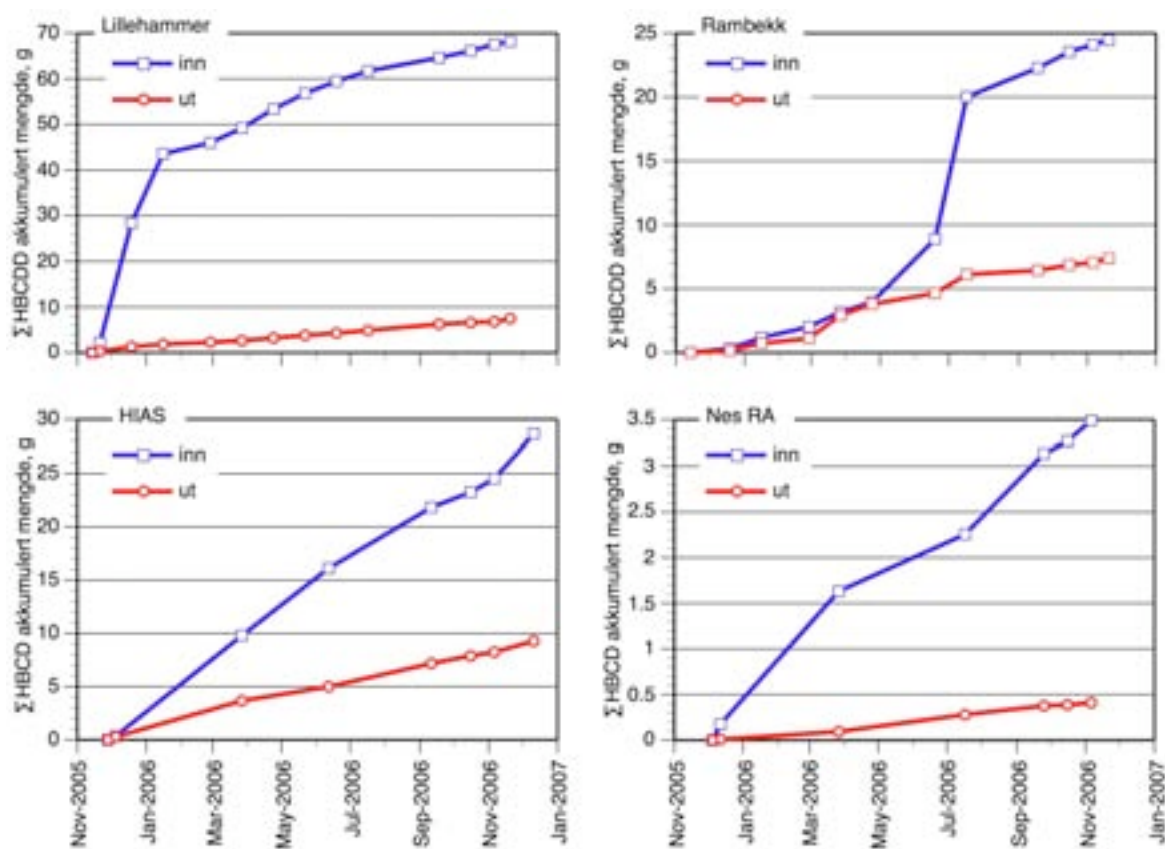
Tabell 19. Konsentrasjoner (middelerdi med standard avvik, SD) av Σ HBCDD i inn- og utløpsvann (ng/l) og slam (ng/g tørrvekt) fra renseanleggene. Prosentandelene de enkelte isomerene utgjør av totalkonsentrasjonen er også gitt, samt antallet prøver (n) og prosent av analyseverdiene under deteksjonsgrensen (< LOD, %). Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne.

Lokalitet	Medium	n	<LOD, %	middel. Σ HBCDD	SD	isomerens forekomst, %		
						α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD
Lillehammer RA	slam	12	8	19,8	15,3	44	5	51
Lillehammer RA	vann, inn	13	21	13,9	26,9	38	3	59
Lillehammer RA	vann, ut	13	77	1,4	0,8	37	22	41
Rambekk RA	slam	11	21	26,1	16,5	23	2	75
Rambekk RA	vann, inn	12	53	3,7	4,1	38	12	50
Rambekk RA	vann, ut	12	83	1,6	1,9	34	18	49
HIAS RA	slam	6	100	0,9	0,4	29	31	41
HIAS RA	vann, inn	7	52	3,8	2,2	46	12	42
HIAS RA	vann, ut	7	100	1,3	0,6	36	27	37
Nes Vaskeri	vann, ut	1	0	101,3		80	7	13
Nes RA	slam	5	13	32,0	14,7	58	3	39
Nes RA	vann, inn	6	33	22,5	19,5	50	8	42
Nes RA	vann, ut	6	78	2,1	2,11	48	21	31
Breiskallen RA	slam	3	11	18,1	4,6	42	6	52
Breiskallen RA	vann, inn	3	78	1,4	0,6	45	16	39
Breiskallen RA	vann, ut	3	100	0,9	0,2	46	23	31

6.1.2 Massestrømberegninger

På grunnlag av vannføring og konsentrasjoner i vannprøvene er det beregnet massestrømmer for HBCDD, og akkumulerte mengder inn og ut av anleggene er vist i Figur 19. For Breiskallen RA kunne ikke denne metoden benyttes på grunn av få prøvetakninger (tre prøvetakningsuker), men vi har her brukt en midlere massestrøm basert på de tre prøvetakningene. Vi gjør oppmerksom på at mengdene beregnet transportert med utløpsvannet er svært usikre, da konsentrasjonene i stor grad var under metodens deteksjonsgrenser.

Ved Lillehammer RA var transporten av Σ HBCDD til anlegget med innløpsvannet 67 g/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 7 g/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 60 g, noe som representerer en renseseffekt på 89 %. I perioden nov. 2005 – jan. 2006 var massestrømmen inn til anlegget særlig høy og mer enn halvparten av akkumulerte tilførsler for hele undersøkelsesperioden skjedde da. Beregnet mengde tatt ut med slammet var 34 g/år, noe som tilsvarer nær halvparten av retensjonen.



Figur 19. Akkumulert mengde av Σ HBCDD transportert med innløps- og utløpsvannet ved fire av de undersøkte rensanleggene.

Tabell 20. Årlig mengde av Σ HBCDD i slam, innløps- og utløpsvann i de undersøkte rensanleggene. Mengden i slam er beregnet ut fra midlere konsentrasjoner og mengden slam produsert i 2006. Mengden i vann er beregnet ut fra integrerte massestrømmer (unntak: Breiskallen RA, midlere daglig massestrøm er benyttet). Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann.

Anlegg	Slam (g/år)	Vann, inn (g/år)	Vann, ut (g/år)	Retensjon (g/år)	Retensjon, % av mengde inn
Lillehammer RA	34	67	7	60	89
Rambekk RA	62	21	6	14	71
HIAS RA	1,4	28	9	19	68
Nes RA	9,6	3,8	0,4	3,3	88
Breiskallen RA	5,2	4,5	3,3	1,2	27
Sum	112	124	26	97	79

Ved Rambekk RA var transporten av Σ HBCDD til anlegget med innløpsvannet 21 g/år, mens det med utløpsvannet ble transportert omlag 6 g/år. Tilbakeholdelsen (retensjon) i anlegget var 15 g/år, noe som representerer en renseseffekt på 71 %. Beregnet mengde tatt ut med slammet var 62 g/år, men av disse kan vi regne med at omlag 34 g var overført med slam fra Lillehammer RA. Som nevnt i kapittelet om PBDE mottok Rambekk RA i 2006 alt slam produsert ved Lillehammer RA, samt endel annet slam og noe septik. Trekker vi fra det kjente bidraget fra Lillehammer fra kommer vi fram til en årlig mengde i slammet på 28 g, noe som er det doble av retensjonen.

Ved HIAS RA var transporten av Σ HBCDD til anlegget med innløpsvannet 28 g/år, mens det med utløpsvannet ble transportert omlag 9 g/år. Tilbakeholdelsen var 19 g/år, dvs. 68 % av årlige tilførsler. Beregnet mengde ut med slammet var svært liten, i størrelsesorden 1-2 g/år. HIAS RA mottar også slam fra andre anlegg, og de små mengdene som går ut med slammet tyder på at den spesielle slambehandlingen ved dette anlegget bryter ned HBCDD. Det er kjent at det under gitte betingelser kan skje en hurtig anaerobisk degradering av HBCDD i slam fra rensanlegg (Gerecke et al. 2006).

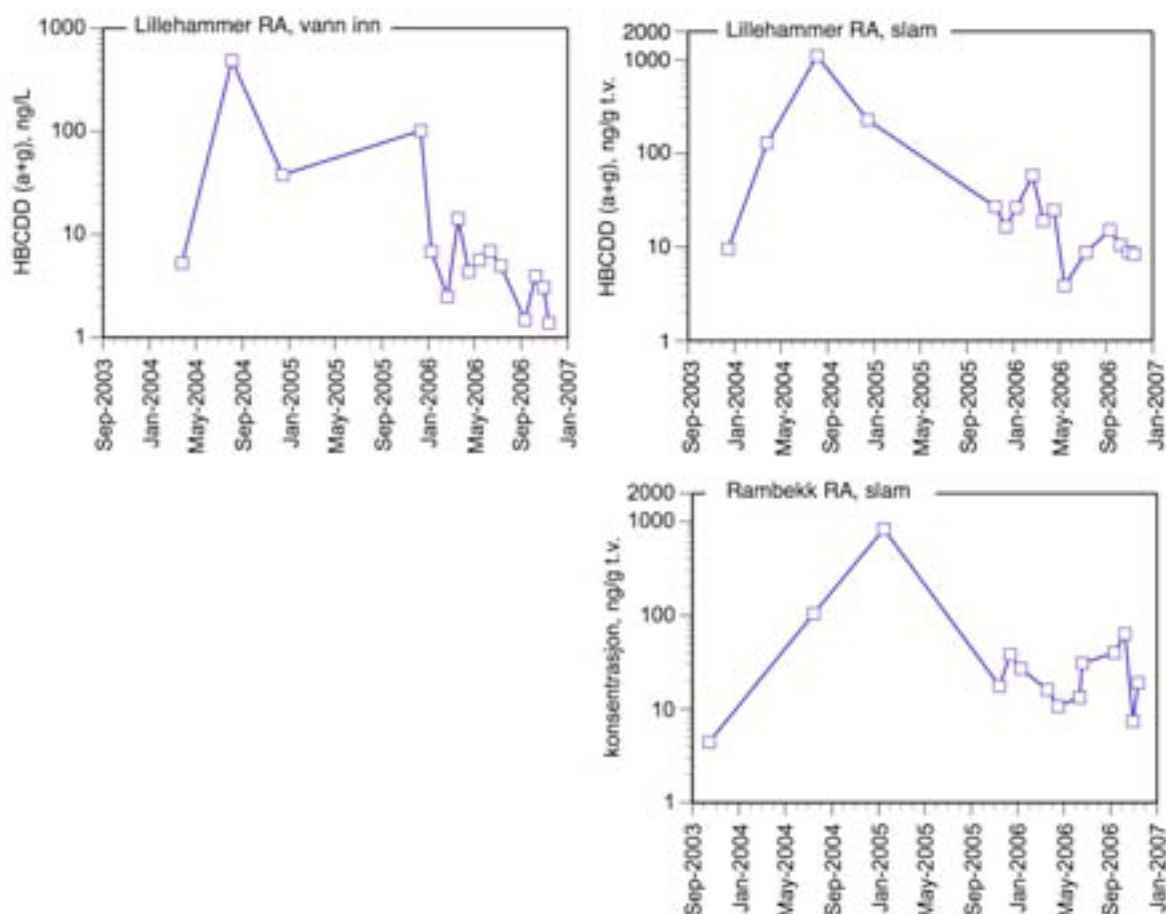
Ved Nes RA var det små mengder av HBCDD i omløp. Med innløpsvannet ble det beregnet en transportert av Σ HBCDD på omlag 3,8 g/år, mens det med utløpsvannet ble beregnet en transportert på 0,4 g/år (svært usikkert anslag). Beregnet mengde tatt ut med slammet er beregnet til omlag 10 g/år.

Ved Breiskallen RA var det også små mengder av HBCDD i omløp. I de få målingene som ble gjort her (tre prøvetakningsperioder) var samtlige analyseresultater i utløpsvannet under deteksjonsgrensene, mens majoriteten (7 av 9) av analyseresultatene i innløpsvannet var under denne grensen. Beregningene av massestrømmer med vannet er derfor svært usikre og de må kun betraktes som et anslag på hvilken størrelsesorden de befinner seg i. Med innløpsvannet ble det beregnet en transportert av Σ HBCDD på omlag 5 g/år, mens det med utløpsvannet ble beregnet en transportert på omlag 3 g/år. Beregnet mengde tatt ut med slammet er beregnet til omlag 5 g/år.

6.1.3 Trendanalyser

Det var vanskelig å gjøre statistiske trendanalyser av HBCDD-konsentrasjonene i vann fra rensanleggene på grunn av de tildels lave konsentrasjonene og problemene med deteksjonsgrensene. Trendanalyser var imidlertid mest relevant for Lillehammer RA hvor det har vært en større lokal kilde, samt for Rambekk RA som har mottatt slam fra Lillehammer RA. Trendanalysene ble derfor gjort på materialet fra disse anleggene. Supplerende data ble hentet fra Snilsberg et al. (2005), og det kunne gjøres tester på sum av α - og γ -HBCDD for sedimenter fra disse to anleggene, samt for innløpsvannet ved Lillehammer RA.

For Lillehammer RA kunne trendanalysene påvise en statistisk signifikant nedgang for innløpsvann ($p = 0,002$) og slam ($p < 0,0001$). Her var det nærmest et eksponentielt avtak fra et maksimalt nivå omkring august 2004. For slam fra Rambekk RA kunne det ikke påvises noen signifikant trend ($p = 0,70$), men det må bemerkes at et markert forhøyet nivå ble funnet omkring juni 2004 – januar 2005.



Figur 20. Tidsrekker for konsentrasjonen av HBCDD (sum av α - og γ -isomerene) i avløpsvann og slam ved Lillehammer RA og Rambekk RA, 2003-2006. Eldre data er fra Snilsberg et al. 2005.

6.2 Tilførsler fra elver

6.2.1 Konsentrasjoner

Konsentrasjonene av Σ HBCDD og de tre analyserte isomerene av HBCDD er vist i Tabell 20 og Figur 21. Nær alle analyser av α -isomerer hadde kvantifiserbare konsentrasjoner, unntatt for en prøve tatt under vårflommen i Svartelva. Det var analytiske problemer med denne prøven, deteksjonsgrensene var høye og samtlige isomere lå under disse.

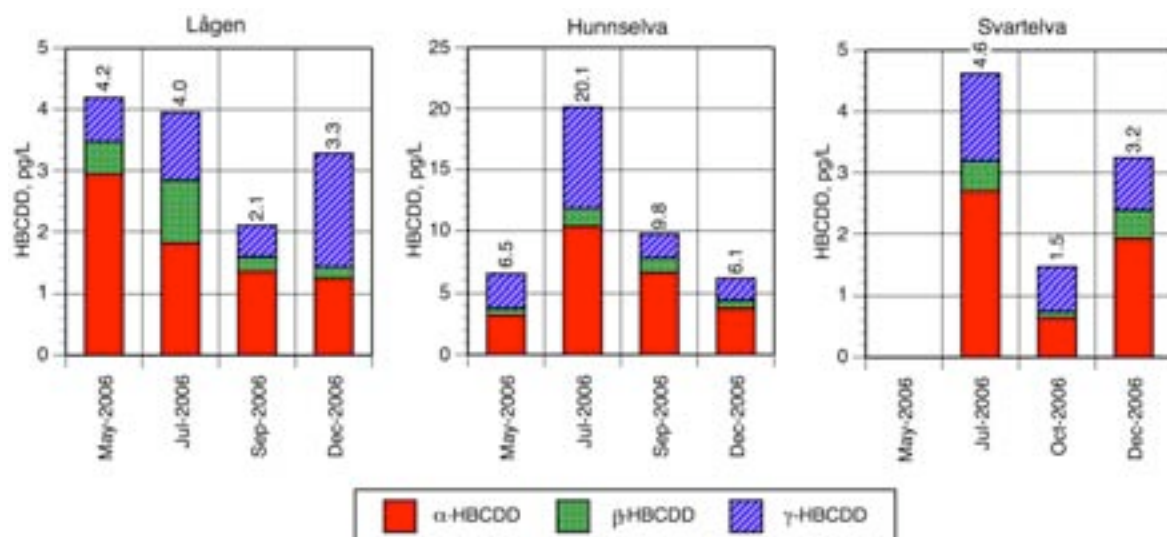
Konsentrasjonene av β -isomerer lå i 7 av 12 tilfeller under metodens deteksjonsgrens. Deteksjonsgrensene for disse prøvene var noe høye, og vi ville trolig ha overestimert nivåene dersom vi skulle substituert disse med halve deteksjonsgrensen. For de kvantifiserbare prøvene var det en rimelig god korrelasjon mellom α - og β -isomerer ($r = 0,84$) og konsentrasjonen av β -HBCDD var i gjennomsnitt 17 % av α -isomerens. Vi har derfor benyttet oss av dette forholdet når vi har substituert konsentrasjoner under deteksjonsgrensene. Tilsvarende har vi substituert verdien fra en γ -HBCDD analyse med 56 % av nivået av α -isomerer ($r = 0,78$).

Totalkonsentrasjonene varierte mellom omlag 1,5–20 pg/l. Svartelva og Lågen hadde gjennomsnittskonsentrasjoner omkring 3 pg/l, mens Hunnselva hadde noe høyere nivåer med en gjennomsnittskonsentrasjon på omlag 10 pg/l. Prøvene ble dominert av α - og γ -HBCDD. Basert på de midlere konsentrasjonene, forekom α - og γ -HBCDD i en andel på henholdsvis omlag 50–60 % og 30 %.

Tabell 21. Konsentrasjoner (pg/l) av Σ HBCDD og de tre analyserte isomerene i innløpselver til Mjøsa. Verdier under deteksjonsgrensene for β - og γ -isomerene (merket med *) er byttet ut med et estimat.

Lokalitet	Dato	α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD	Σ HBCDD
Lågen	10/05/06	2,94	*0,53	0,72	4,19
Lågen	14/07/06	1,81	1,03	1,11	3,94
Lågen	25/09/06	1,35	*0,24	0,51	2,10
Lågen	21/12/06	1,23	0,19	1,86	3,28
Lågen	Gjennomsnitt	1,83	0,50	1,05	3,38
Hunnselva	10/05/06	3,21	*0,58	2,72	6,51
Hunnselva	14/07/06	10,36	1,48	8,29	20,14
Hunnselva	25/09/06	6,59	*1,19	1,99	9,77
Hunnselva	21/12/06	3,77	*0,68	1,67	6,12
Hunnselva	Gjennomsnitt	5,98	0,98	3,67	10,64
Svartelva	09/05/06	<84,37	<38,44	<41,54	-
Svartelva	13/07/06	2,70	*0,49	*1,43	4,61
Svartelva	04/10/06	0,64	0,11	0,71	1,46
Svartelva	20/12/06	1,92	0,47	0,85	3,24
Svartelva	Gjennomsnitt	1,75	0,36	1,00	3,10

* Substituert verdi: β -HBCD = 0,17 x α -HBCD; γ -HBCD = 0,56 x α -HBCD



Figur 21. Konsentrasjoner av HBCDD (α -, β - og γ -isomerene) i innløpselver til Mjøsa, 2006. Merk: for Svartelva i mai mangler resultatene pga. analytiske problemer. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er estimert, jfr. Tabell 21.

6.2.2 Massestrømberegninger

Ut fra vassføring og konsentrasjonene kunne det for de enkelte elvene beregnes en årlig tilførsel av HBCDD til Mjøsa (Tabell 22). Vi har her benyttet oss av gjennomsnittlige konsentrasjoner av de enkelte isomerene.

Samlet tilførsel for 2006 fra de tre innløpselvene var 28,5 g, hvorav Lågen dominerte med omlag 26 g. De to andre elvene, Hunnselva og Svartelva bidro med henholdsvis 1,7 g og 0,4 g.

Tabell 22. Årlig tilførsel av HBCDD fra tre innløpselver til Mjøsa, 2006. Beregningene er basert på midlere årlig vassføring (Q) og konsentrasjoner av de analyserte kongenerene.

Lokalitet	Q mill. $m^3/\text{år}$	konsentrasjon, pg/l				tilførsel, g/år			
		Σ HBCDD	α - HBCDD	β - HBCDD	γ - HBCDD	Σ HBCDD	α - HBCDD	β - HBCDD	γ - HBCDD
Lågen	7830	3,38	1,83	0,5	1,05	26,4	14,3	3,9	8,2
Hunnselva	156	10,64	5,98	0,98	3,67	1,7	0,9	0,2	0,6
Svartelva	127	3,10	1,75	0,36	1,00	0,4	0,2	< 0,1	0,1
sum						28,5	15,5	≈ 4,1	8,9

6.3 Samlet bidrag til Mjøsa fra rensanlegg og elver

Samlet tilførsel av HBCDD til Mjøsa fra de undersøkte rensanleggene og elvene for 2006 var lavt og ble beregnet til omlag 55 g (Tabell 23). Vi presiserer at det er knyttet tildels

betydelig usikkerhet til beregningene da mange analyseresultater lå under metodens deteksjonsgrenser.

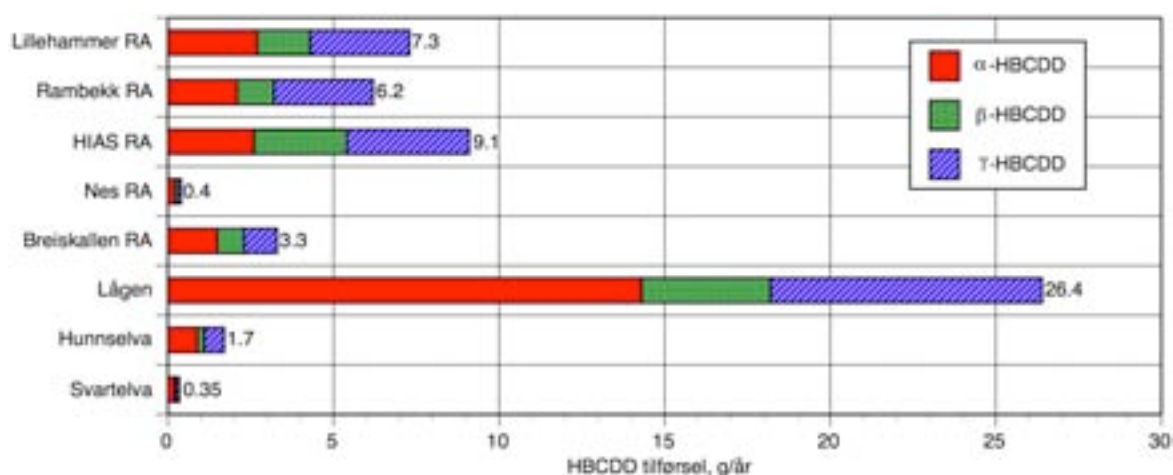
Den viktigste kilden var Lågen med et årlig bidrag på omlag 26 g. Dette utgjør 48 % av samlet tilførsel. Deretter fulgte HIAS RA med 9 g (16 %), Lillehammer RA med ca. 7 g (13 %), Rambekk RA med ca. 6 g (11 %) og Breiskallen RA med ca. 3 g (6 %).

Tilførslene fra de øvrige kildene (Nes RA, Svartelva og Hunnselva) var i denne sammenheng ubetydelige, og samlet bidrag fra disse var 2,5 g (4,5 %).

Isomerene α -HBCDD og γ -HBCDD dominerte de samlede tilførslene med en andel på henholdsvis 45 % og 36 %.

Tabell 23. Årlig tilførsel av HBCDD til Mjøsa fra de undersøkte renseanlegg og elver for 2006. Prosentandelen av total tilførsel er beregnet for de enkelte kildene.

Lokalitet	Årlig tilførsel, g				Andel av total mengde, %			
	Σ HBCDD	α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD	Σ HBCDD	α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD
Lillehammer RA	7,3	2,7	1,6	3,0	13,4	4,9	2,9	5,5
Rambekk RA	6,2	2,1	1,1	3,0	11,4	3,8	2,0	5,5
HIAS RA	9,0	2,6	2,8	3,7	16,4	4,8	5,1	6,7
Nes RA	0,4	0,2	0,1	0,1	0,8	0,4	0,2	0,2
Breiskallen RA	3,3	1,5	0,8	1,0	6	2,8	1,4	1,9
Lågen	26,4	14,3	3,9	8,2	48,3	26,2	7,1	15,0
Hunnselva	1,7	0,9	0,2	0,6	3	1,7	0,3	1,0
Svartelva	0,4	0,2	0,0	0,1	0,7	0,4	0,1	0,2
sum total	54,8	24,6	10,5	19,8	100	45,0	19,1	36,1



Figur 22. Årlig tilførsel av HBCDD til Mjøsa fra de undersøkte renseanlegg og elver for 2006, beregnet som Σ HBCDD og som isomerene α -, β - og γ -HBCDD.

6.4 HBCDD – diskusjon av resultater

6.4.1 Tilførsler til Mjøsa

Beregningene fra renseanleggene og de tre elvene viser at Lågen var den største kilden for tilførsler av HBCDD til Mjøsa. Av den samlede årlig tilførselen av Σ PBDE fra de undersøkte kildene på ca. 55 g, bidro Lågen med ca. 26 g eller 48 %, noe som tilsvarer det samlede bidraget fra renseanleggene. Konsentrasjonene ut fra renseanleggene var imidlertid svært lave og ofte under deteksjonsgrensene, noe som gjør at det er knyttet usikkerhet til beregningene og de må ses på som et grovt anslag over nivåene.

Deteksjonsgrenseproblemene gjør at det også er vanskelig å gi presise anslag over isomersammensetningen, men i de tilfellene hvor konsentrasjonene lå over deteksjonsgrensen viste det seg at α - og γ -HBCDD var de viktigste isomerene i tilførslene, både i renseanleggene og i elvene. Dette isomerforholdet er forskjellig fra det som finnes i de tekniske blandningene av HBCDD, hvor γ -isomerer dominerer (Peled et al. 1995). Denne isomerer antas å være lettere nedbrytbar enn α -isomerer, og kan også omdannes ved isomerisering til γ -HBCDD.

Isomersammensetningen i avløpsvannet og i elvene avviker også noe fra hva vi tidligere har påvist i sedimentene ved Vingrom, nord i Mjøsa. Her har det vært en betydelig økning i konsentrasjonen av γ -HBCDD i sedimentsjiktet 0-2 cm (nedlagt i perioden 1999-2006), noe vi har antatt skyldes bruken av HBCDD ved tekstilfabrikken i Lillehammer (Fjeld et al. 2006). De lave konsentrasjonene som vi nå finner i både innløpsvannet og utløpsvannet ved Lillehammer RA, samt isomerforholdet, viser at det ikke lenger er noen betydelig påvirkning fra bedriften eller rester lagret i avløpsnett.

6.4.2 Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg

Det var også for HBCDD et misforhold mellom beregnet mengde holdt tilbake i renseanleggene (retensjonen, differansen mellom mengdene i innløp og utløp) og beregnet mengde tatt ut med slammet for flere anlegg, men avviket fulgte ikke samme mønster som for PBDE.

Det har vært vist at HBCDD i kloakkslam kan biodegraderes i betydelig grad under anaerobe betingelser (Morris et al. 1992, Davis et al. 2006, Gerecke et al. 2006). Dette kan være en tapsprosess som har forårsaket at årlig mengde av Σ HBCDD i utrånnet slam var mindre enn retensjonen i Lillehammer RA og HIAS RA. Dette er to anlegg med bl.a. et biologisk rensetrinn. Ved Lillehammer RA var årlig mengde Σ HBCDD som ble tatt ut med slammet (34 g) beregnet til nær halvparten av årlig retensjon (60 g). Dette står i motsetning til PBDE, der mengden ut med slammet var omlag 4,5 ganger høyere enn retensjonen. Fra Sverige har man eksempel på at anaerob utråtning kan senke konsentrasjonen av HBCDD i slammet (Sternbeck et al. 2001). Ved HIAS RA ble det funnet svært lite HBCDD i det utrånnet slammet. Årlig mengde i slammet var her trolig ikke mer enn 1–2 g, mens retensjonen i anlegget ble beregnet til 19 g. Dette anlegget har en spesiell slambehandling med termisk hydrolyse før anaerob stabilisering og avvanning, noe som kanskje kan ha bidratt til en effektiv dekomponering av HBCDD.

Dette forholdet gjaldt ikke for Rambekk RA, hvor det som for PBDE ble funnet at årlig mengde i slammet var betydelig større enn retensjonen. Når det tas hensyn til mengdene som ble overført til Rambekk RA med slam fra Lillehammer RA, var årlig mengde Σ HBCDD (55 g) tatt ut med det utrånnet slammet mer enn tre ganger større enn retensjonen (15 g). Rambekk RA er et mekanisk-kjemisk renseanlegg. Et liknende forhold

ble funnet ved Nes RA, som også er et mekanisk-kjemisk rensanlegg, men her var det generelt svært små mengder HBCDD i omløp og resultatene er derfor mer usikre. For Breiskallen RA, med kun tre prøvetakninger, har det liten hensikt å drøfte et massebudsjett.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ HBCDD i det urensede innløpsvannet for de enkelte rensanleggene varierte mellom ca. 1–23 ng. Konsentrasjonene i det rensede avløpsvannet var omkring 1-2 ng/l, og ligger innenfor det intervallet vi har rapportert for fire andre norske rensanlegg (0,5–27 ng/l, Fjeld et al. 2005a).

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ HBCDD i det ferdigbehandlede slammet fra de enkelte rensanleggene varierte mellom 0,9–32 ng/g tørrstoff, med den laveste konsentrasjonen ved HIAS RA og høyeste fra Nes RA. Til sammenlikning er det rapportert fra Sverige om en gjennomsnittlig konsentrasjon i kloakkslam på 45 ng/g tørrstoff (spredning: 3,8–650 ng/g tørrstoff) i en undersøkelse fra år 2000 som omfattet 50 rensanlegg (Law et al. 2006).

Årsaken til den høye konsentrasjonen i innløpsvannet til Nes RA er usikker, men dette anlegget mottar avløpsvann fra et større vaskeri som kan være en kilde. En stikkprøve av avløpsvann fra dette vaskeriet viste en konsentrasjon på 101 ng/g tørrstoff.

6.4.3 Tidsutvikling

Trendanalysen for Lillehammer RA viste en signifikant og kraftig nedgang i konsentrasjonene av Σ HBCDD i slam og innløpsvann for perioden høsten 2003 til 2006. Det var imidlertid ingen jevnt avtagende (monoton) trend, da det i starten av tidsserien var en betydelig stigning i konsentrasjonen fra desember 2003 og fram til et maksimalt nivå i august 2004. Årsaken til denne stigningen er uvisst. Det kan skyldes at rester av tidligere HBCDD forurensninger som har ligget avleiret i avløpsnettene har blitt mobilisert, eventuelt at det har skjedd ny industriell bruk av denne flammehemmeren høsten 2003. På grunn av problemer med deteksjonsgrensene kunne ikke det gjøres noen trendanalyse av konsentrasjonene i utløpsvannet.

For Rambekk RA kunne det ikke påvises noen statistisk signifikante endringer i konsentrasjonene. Det var imidlertid også her et markert maksimum i HBCDD konsentrasjonene i slammet i perioden juni-2005–januar 2005, noe som trolig avspeiler innblanding av forurenset slam fra Lillehammer.

6.4.4 Konsentrasjoner i elvene

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ HBCDD i elvene lå i området 3–11 pg/l, lavest for Lågen og høyest for Hunnselva. Prøven fra mai 2006 fra Svartelva lot seg ikke analysere for HBCDD på grunn av analytiske problemer. Denne prøven hadde gjennomgående svært høye konsentrasjoner av alle de andre undersøkte miljøgiftene, og vi ser det derfor som sannsynlig at den også ville ha hatt forhøyede konsentrasjoner av HBCDD.

Heller ikke for HBCDD har det vært publisert mange studier over konsentrasjoner i naturlig overflatevann, og det har vært vanskelig å finne sammenliknbare data i internasjonale vitenskapelige tidsskrifter, men for Lake Winnipeg i Canada rapporterer Law et al. (2006) om konsentrasjoner av α -HBCDD i området 6–14 ng/l. Til sammenlikning varierte konsentrasjonene av denne isomeren i våre elveprøver mellom 0,6–10,4 pg/l.

7. Polyklorerte bifenyler (PCB)

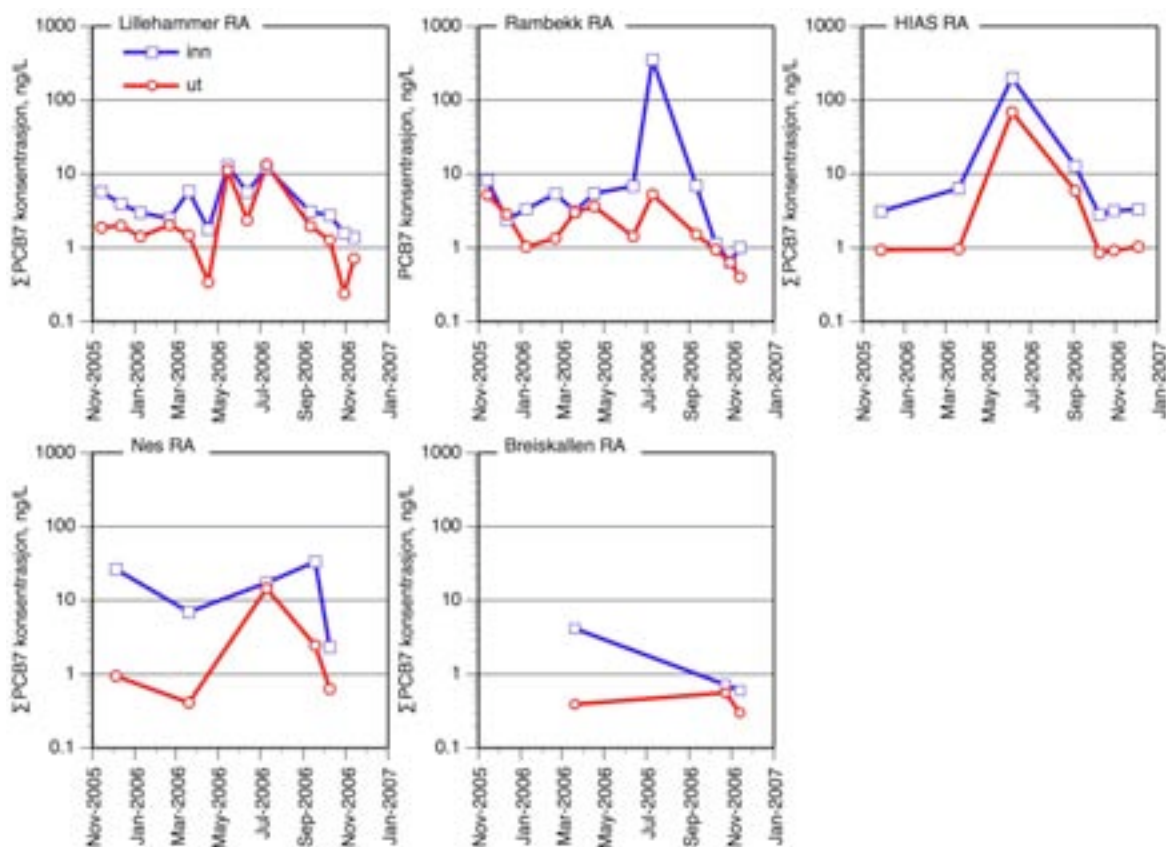
I beregningene for PCB har vi benyttet oss av data på summen av de sju vanligste rapporterte kongenerene, som kalles Σ PCB7, samt totalsummen av PCB som vi kaller Σ PCB.

7.1 Rensanleggene

7.1.1 Konsentrasjoner

Det vanligst forekommende konsentrasjonsnivået av Σ PCB7 i innløpsvannet fra rensanleggene var området 1–10 ng/l. Konsentrasjonene fluktuerte imidlertid betydelig, med minimums- og maksimumsverdier på omlag på 0,6 og 350 ng/l. På grunn av noen høye topper i konsentrasjonene hadde Rambekk RA og HIAS RA høyeste middelverdiene av Σ PCB7 på omlag 33 ng/l (Tabell 24), mens den for Nes RA og Lillehammer RA var henholdsvis omlag 16 ng/l og 4 ng/l. For Breiskallen RA, med kun tre prøvetakningsperioder, var midlere konsentrasjon omlag 2 ng/l.

I utløpsvannet var nivåene endel lavere (ofte 20–70 %), men det var ingen problemer med deteksjonsgrensene for de enkelte kongenerene som inngår i Σ PCB7. Det var en ikke ubetydelig samvariasjon mellom konsentrasjonene inn og ut av anleggene ($r = 0,50$).



Figur 23. Konsentrasjoner av Σ PCB7 i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann (ng/l) fra rensanleggene.

Høyeste middelkonsentrasjon ble funnet på HIAS RA med Σ PCB7 på omlag 11 ng/l. Deretter fulgte Nes Ra, Lillehammer RA og Rambekk Ra med middelkonsentrasjoner i området 2–3 ng/l. For Breiskallen RA med kun tre prøvetakningsperioder, var midlere konsentrasjon omlag 5 ng/l.

I gjennomsnitt utgjorde Σ PCB7 38 % (± 12 %) av Σ PCB (total mengde) i inn- og utløpsvann, og det var en svært god korrelasjon mellom disse ($r = 0,92$). Gjennomsnittlig konsentrasjon av Σ PCB i innløpsvann lå i området 5–98 ng/l, mens det i utløpsvannet lå i området 1–36 ng/l, høyest for HIAS RA og lavest for Breiskallen RA. I en prøve av utløpsvannet fra Nes vaskeri var konsentrasjonen av Σ PCB og Σ PCB7 omlag 103 og 32 ng/l.

Tabell 24. Konsentrasjoner av PCB i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann (ng/l) og slam (ng/g tørrvekt) fra rensanleggene. Σ PCB7: sum av sju kongenerer; Σ PCB: sum av alle analyserte kongenerer.

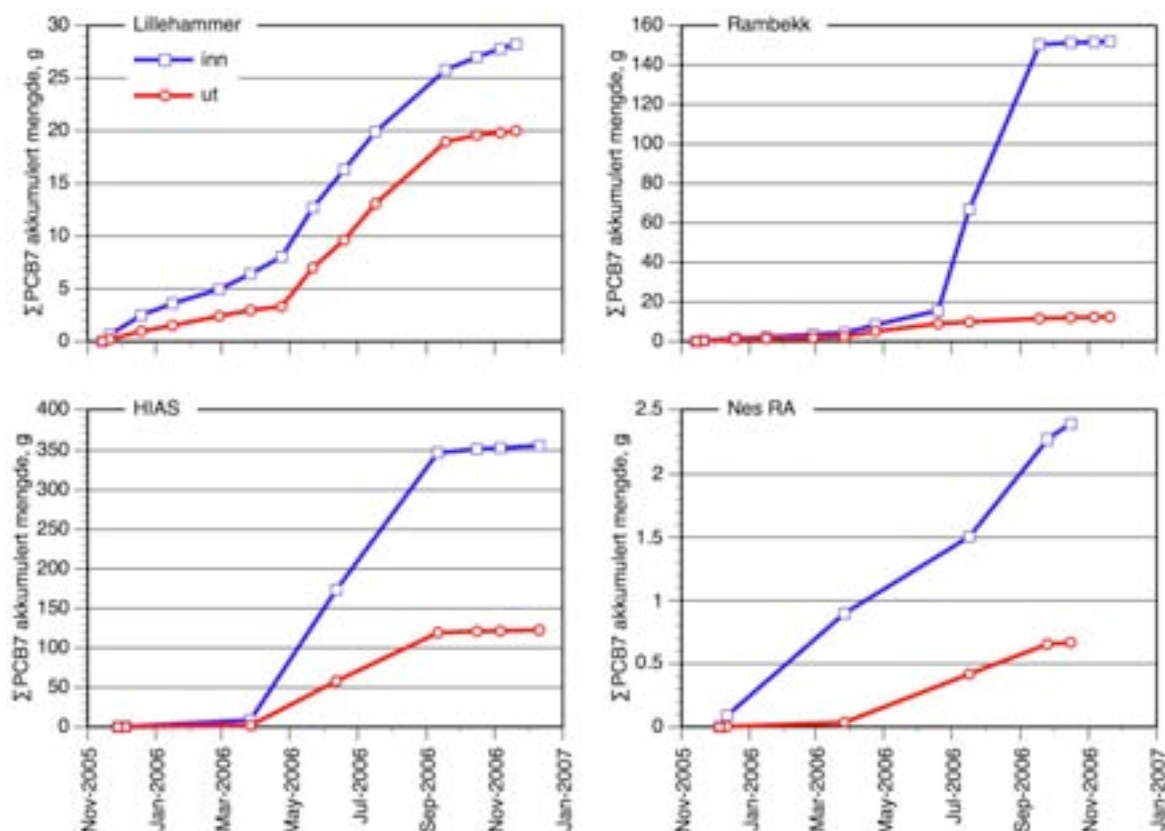
Lokalitet	Medium	Forbindelser	n	Middel	SD	Min.	Max.
Lillehammer RA	slam	Σ PCB7	12	12,66	4,05	8,69	23,59
Lillehammer RA	slam	Σ PCB	12	36,49	8,03	28,21	53,07
Lillehammer RA	vann, inn	Σ PCB7	13	4,79	3,78	1,37	12,92
Lillehammer RA	vann, inn	Σ PCB	13	12,97	10,26	3,60	39,39
Lillehammer RA	vann, ut	Σ PCB7	13	3,1	4,17	0,24	13,39
Lillehammer RA	vann, ut	Σ PCB	13	7,07	9,08	0,63	32,51
Rambekk RA	slam	Σ PCB7	11	22,67	5,33	16,39	30,11
Rambekk RA	slam	Σ PCB	11	70,86	19,72	51,94	100,41
Rambekk RA	vann, inn	Σ PCB7	12	33,03	100,5	0,64	352,06
Rambekk RA	vann, inn	Σ PCB	12	52,93	148,79	1,63	524,98
Rambekk RA	vann, ut	Σ PCB7	12	2,26	1,7	0,40	5,26
Rambekk RA	vann, ut	Σ PCB	12	5,18	3,95	1,06	13,49
HIAS RA	slam	Σ PCB7	6	31,96	6,77	25,67	44,86
HIAS RA	slam	Σ PCB	6	103,16	20,58	81,63	141,15
HIAS RA	vann, inn	Σ PCB7	7	32,94	73,37	2,79	199,13
HIAS RA	vann, inn	Σ PCB	7	98,23	220,47	8,73	597,81
HIAS RA	vann, ut	Σ PCB7	7	11,33	25,36	0,85	68,68
HIAS RA	vann, ut	Σ PCB	7	35,97	85,06	2,32	228,75
Nes RA	Nes vaskeri, ut	Σ PCB7	1	33,45		33,45	33,45
Nes RA	Nes vaskeri, ut	Σ PCB	1	110,93		110,93	110,93
Nes RA	slam	Σ PCB7	5	19,74	3,4	15,10	23,21
Nes RA	slam	Σ PCB	5	58,68	9,23	46,23	67,57
Nes RA	vann, inn	Σ PCB7	6	15,56	12,28	2,32	33,25
Nes RA	vann, inn	Σ PCB	6	79,53	61,11	8,81	192,61
Nes RA	vann, ut	Σ PCB7	6	3,22	5,57	0,41	14,47
Nes RA	vann, ut	Σ PCB	6	7,44	9,49	2,60	26,7
Breiskallen RA	slam	Σ PCB7	3	20,7	4,94	15,48	25,3
Breiskallen RA	slam	Σ PCB	3	69,26	19,41	47,12	83,38
Breiskallen RA	vann, inn	Σ PCB7	3	1,82	2,02	0,60	4,15
Breiskallen RA	vann, inn	Σ PCB	3	4,73	5,36	1,57	10,92
Breiskallen RA	vann, ut	Σ PCB7	3	0,42	0,13	0,30	0,56
Breiskallen RA	vann, ut	Σ PCB	3	1,14	0,35	0,76	1,47

I slamprøvene varierte middelkonsentrasjonene av Σ PCB7 mellom omlag 12–33 ng/g tørrvekt, mens de for Σ PCB (total mengde) varierte mellom omlag 36–110 ng/g tørrvekt (Tabell 24). Høyeste konsentrasjoner ble funnet på HIAS og Nes RA, deretter fulgte Rambekk, Breiskallen og Lillehammer RA.

7.1.2 Massestrømmer

Årlige massestrømmer av PCB ved renseanleggene (Tabell 25) ble beregnet på grunnlag av akkumulerte mengder i innløps- og utløpsvannet (Figur 24).

Ved Lillehammer RA var transporten av Σ PCB7 til anlegget med innløpsvannet 28 g/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 20 g/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 8 g, eller en renseeffekt på 29 %. Dette synes lavt, og renseeffekter på mer enn 80 % er vanligvis rapportert. Beregnet mengde tatt ut med slammet var 22 g/år, noe som står i motsetning til retensjonen på 8 g. For Σ PCB (total PCB) var årlig mengde ut beregnet til 43 g, retensjonen var 29 g (renseeffekt på 41 %), mens årlig mengde i slammet var 63 g. Misforholdet mellom retensjonen og mengden i slammet indikerer at prøvetakningen av PCB neppe har vært representativ, og mest sannsynlig ligger de største feilkildene på prøvetakningen av innløpsvannet (vanskelig matriks da PCB er sterkt partikkelbundet).



Figur 24. Akkumulert mengder Σ PCB7 transportert med innløps- og utløpsvannet ved fire av de undersøkte renseanleggene.

Tabell 25. Årlig mengde av PCB i slam, innløps- og utløpsvann i de undersøkte rensanleggene. Mengden i slam er beregnet ut fra midlere konsentrasjoner og mengden slam produsert i 2006. Mengden i vann er beregnet ut fra integrerte massestrømmer (unntak: Breiskallen RA, midlere daglig massestrøm er benyttet). Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann. Σ PCB7: sum av sju kongenerer; Σ PCB: sum av alle analyserte kongenerer.

	Anlegg	Slam, g/år	Vann, inn, g/år	Vann, ut, g/år	Retensjon, g/år	Retensjon,% av mengde inn
Σ PCB7	Lillehammer RA	22	28	20	8	29
	Rambekk RA	53	149	12	137	92
	HIAS RA	52	344	118	226	66
	Nes RA	5,9	2,8	0,8	2,0	72
	Breiskallen RA	5,9	4,0	1,5	2,5	63
	sum	139	528	152	375	71
Σ PCB	Lillehammer RA	63	72	43	29	41
	Rambekk RA	167	200	26	174	87
	HIAS RA	168	1028	381	647	63
	Nes RA	18	14	2	12	88
	Breiskallen RA	20	10	4	6	61
	sum	434	1363	455	908	67

Ved Rambekk RA var transporten av Σ PCB7 til anlegget med innløpsvannet beregnet til 149 g/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 12 g/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 137 g, eller en renseeffekt på 92 %. Beregnet mengde tatt ut med slammet var 53 g/år. Anlegget behandler imidlertid store mengder slam fra andre rensanlegg, og PCB-innholdet i det eksterne slammet, bl.a. 22 g fra Lillehammer RA, inngår i disse 53 g. For Σ PCB (total PCB) var årlig mengde ut beregnet til 26 g, retensjonen var 174 g (renseeffekt på 87 %), mens årlig mengde i slammet var 167 g hvorav 63 g har blitt overført fra Lillehammer. Ved Rambekk RA har vi derfor den situasjonen at årlig mengde Σ PCB7 som går ut med slammet, når bidraget fra Lillehammer RA er trukket fra, er betydelig større enn retensjonen, mens det for Σ PCB var bedre samsvar mellom disse to massestrømmene. En årsak til dette kan være en uvanlig høy PCB-konsentrasjon i juli 2006 (Σ PCB7: 342 ng/l, Σ PCB: 525 ng/l). Ekskluderes denne prøveperioden synker årlig mengder Σ PCB7 i innløp og utløp til henholdsvis 23 og 11 g, mens de for Σ PCB blir 44 og 24 g.

Ved HIAS RA var transporten av Σ PCB7 til anlegget med innløpsvannet beregnet til 344 g/år, mens det med utløpsvannet ble transportert omlag 118 g/år. Tilbakeholdelsen var 226 g/år, dvs. 66 % av årlige tilførsler. Beregnet mengde ut med slammet var 52 g/år. Det betyr at beregnet mengde som går ut med slammet er betydelig mindre enn den årlige retensjonen. Ved å ta hensyn til at anlegget også mottar noe eksternt slam vi disse forskjellene øke ytterligere. For Σ PCB (total PCB) var årlig mengde ut beregnet til 1028 g, retensjonen var 647 g (renseeffekt på 87 %), mens årlig mengde i slammet var 168 g.

Ved både Nes og Breiskallen RA var det små mengder PCB i omløp. For begge anleggene ble det beregnet en transport av Σ PCB7 med innløpsvannet på omlag 3–4 g/år, med utløpsvannet en transportert på omlag 1–2 g/år, mens det med slammet ble beregnet en transport på omlag 6 g/år. De totale mengdene Σ PCB var i størrelsesorden 2–3 ganger høyere enn Σ PCB7.

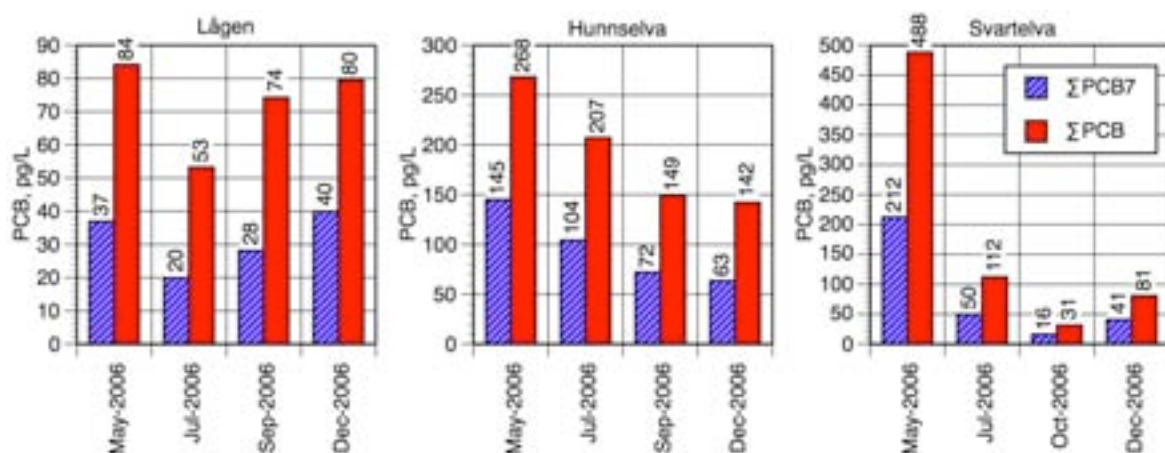
7.2 Elver

7.2.1 Konsentrasjoner

Konsentrasjonene av PCB varierte mellom elvene, og i gjennomsnitt hadde Lågen den laveste konsentrasjonen av ΣPCB7 på omlag 31 pg/l, mens gjennomsnittlige konsentrasjoner i Hunnselva og Svartelva henholdsvis var ca. 80 og 96 pg/l (Tabell 26).

Under vårflommen i mai var konsentrasjonen i Svartelva tydelig forhøyet med en konsentrasjon av ΣPCB7 på 488 pg/l (Figur 25), mens det var en tendens til at konsentrasjonene i Hunnselva sank fra mai (145 pg/l) og til desember (63 pg/l).

Gjennomsnittlig konsentrasjon av total mengde PCB (ΣPCB) var omlag 2-2,4 ganger høyere enn ΣPCB7 i de tre elvene.



Figur 25. Konsentrasjoner av PCB i innløpselver til Mjøsa, 2006. ΣPCB7 : sum av sju kongenerer; ΣPCB : sum av alle analyserte kongenerer.

Tabell 26. Konsentrasjoner av PCB i innløpselver til Mjøsa, 2006. Konsentrasjonene (pg/l) er gitt som middelværdi med standardavvik (SD) samt minimums- og maksimumsverdi. ΣPCB7 : sum av sju kongenerer; ΣPCB : sum av alle analyserte kongenerer.

Lokalitet	gruppe	n	Middel	SD	Min.	Maks.
Lågen	ΣPCB7	4	31,2	9,0	19,9	39,9
Lågen	ΣPCB	4	72,8	13,6	53,2	84,1
Hunnselva	ΣPCB7	4	96,1	37,0	63,4	145
Hunnselva	ΣPCB	4	191,5	58,7	142,0	268
Svartelva	ΣPCB7	4	79,6	89,4	16,0	212
Svartelva	ΣPCB	4	177,9	209,4	31,1	488

7.2.2 Massestrømmer

Ut fra vassføring og de gjennomsnittlige konsentrasjonene kunne det for de enkelte elvene beregnes en årlig tilførsel av PCB til Mjøsa (Tabell 27).

Samlet tilførsel av Σ PCB7 for 2006 fra de tre innløpselvene ble beregnet til 269 g, hvorav Lågen dominerte med 244 g. De to andre elvene, Hunnselva og Svartelva, bidro med henholdsvis 15 g og 10 g. Beregnet som total mengde PCB (Σ PCB) var tilførselen 622 g/år, det vil si 2,3 ganger høyere enn tilførselen av Σ PCB7.

Tabell 27. Årlig tilførsel av PCB fra tre innløpselver til Mjøsa, 2006. Beregningene er basert på midlere årlig vassføring (Q) og konsentrasjoner av de analyserte kongenerene. Σ PCB7: sum av sju kongenerer; Σ PCB: sum av alle analyserte kongenerer.

Lokalitet	Q, mill. m ³ /år	konsentrasjon, pg/l		tilførsel, g/år	
		Σ PCB7	Σ PCB	Σ PCB7	Σ PCB
Lågen	7830	31,2	72,8	244	570
Hunnselva	156	96,1	191,5	15	30
Svartelva	127	79,6	177,9	10	23
sum				269	622

7.3 Samlet bidrag til Mjøsa fra renselanlegg og elver

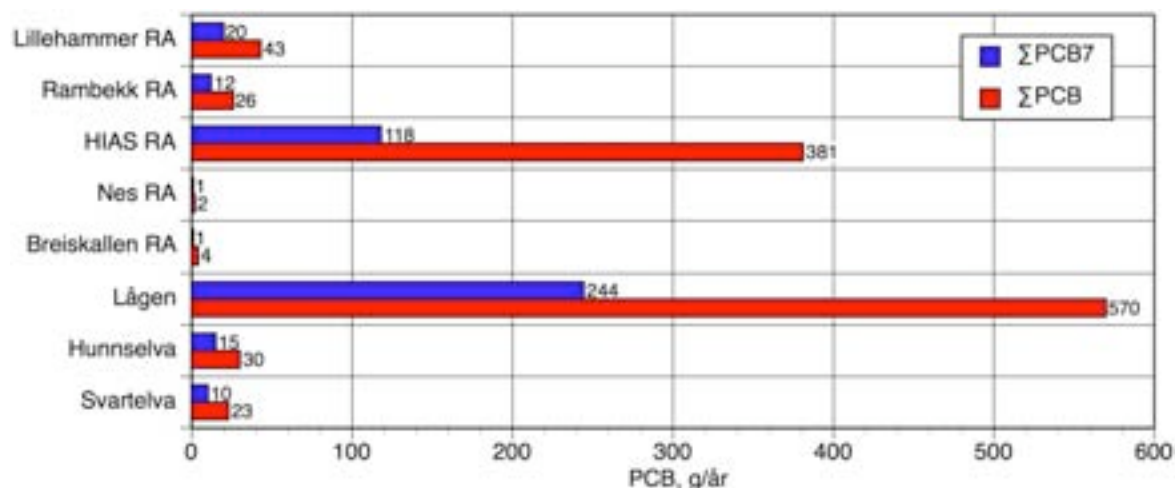
Samlet tilførsel av PCB til Mjøsa fra de undersøkte renselanleggene og elvene for 2006 ble beregnet til omlag 1100 g, hvorav Σ PCB7 (summen av sju vanlig analyserte kongenerer) utgjorde omlag 420 g eller ca. 40 % (Tabell 28).

Lågen var største enkelte kilde med en årlig tilførsel av Σ PCB beregnet til 570 g, hvorav Σ PCB7 utgjorde 244 g. Dette utgjorde ca. 53 % av de samlede PCB tilførselene fra de undersøkte kildene og 58 % av Σ PCB7. Tilsvarende tilførselstall for alle tre elvene samlet var 622 g (58 %) og 269 g (64 %).

Nest største enkeltkilde var HIAS RA, med en årlig tilførsel av Σ PCB på 381 g (35 % av de kartlagte tilførselene), hvorav Σ PCB7 utgjorde 118 g (28 %). Dette anlegget dominerte tilførselene fra renselanleggene, og samlet bidro de undersøkte anleggene med 456 g Σ PCB (42 % av de kartlagte tilførselene), hvorav Σ PCB7 utgjorde 152 g (36 %).

Tabell 28. Årlig tilførsel av PCB til Mjøsa fra de undersøkte renselanlegg og elver for 2006. Prosentandelen av total tilførsel er beregnet for de enkelte kildene. Σ PCB7: sum av sju kongenerer; Σ PCB: sum av alle analyserte kongenerer.

Lokalitet	Årlig tilførsel, g		Andel av total mengde, %	
	Σ PCB7	Σ PCB	Σ PCB7	Σ PCB
Lillehammer	20	43	4,7	4,0
Rambekk	12	26	2,9	2,4
HIAS RA	118	381	28,0	35,4
Nes RA	1	2	0,2	0,2
Breiskallen RA	1	4	0,3	0,4
Lågen	244	570	57,9	52,9
Hunnselva	15	30	3,6	2,8
Svartelva	10	23	2,4	2,1
sum total	422	1078	100,0	100,0



Figur 26. Årlig tilførsel av PCB til Mjøsa fra de undersøkte rensanlegg og elver for 2006. Σ PCB7: sum av sju kongenerer; Σ PCB: sum av alle analyserte kongenerer.

7.4 PCB – diskusjon av resultater

7.4.1 Tilførsler til Mjøsa

Beregningene fra rensanleggene og de tre elvene viser at Lågen var den største kilden for tilførsler av PCB til Mjøsa, med HIAS som nest største. Den samlede årlig tilførselen av Σ PCB7 og Σ PCB (total mengde) fra de undersøkte kildene var henholdsvis 422 g og 1078 g, hvorav Lågen bidro med henholdsvis 244 g (58 %) og 570 g (53 %).

Bidraget fra HIAS RA av Σ PCB7 og Σ PCB var henholdsvis 118 g (28 %) og 381 g (35 %), og gjør at dette rensanlegget er en vesentlig kilde for PCB-tilførsler til Mjøsa. Tilførslene fra de andre rensanleggene var mindre, og for Σ PCB7 utgjorde de samlet 6 %.

I et arbeide med å modellere tilførslene av utvalgte miljøgifter til Mjøsa konkluderte Breivik et al. (2005) med at de atmosfæriske avsetningene var viktigste kilde for PCB til Mjøsa. De estimerte de totale tilførslene av Σ PCB7 for 2004 til å være 200 g, hvorav atmosfæriske avsetninger skulle stå for en hovedandel på 77 % (144 g). De øvrige tilførslene fra elver og lokale utslipp (rensanlegg) ble beregnet til henholdsvis 14 % (28 g) og 9 %, (18 g), med forebehold om at dette var usikre anslag.

Disse tilførselstallene er svært forskjellige fra de vi rapporterer her. Skulle vi anta det samme årlige atmosfæriske bidraget som Breivik et al. (2004), vil de årlige tilførsler av Σ PCB7 summere til omlag 566 g, hvorav de tre undersøkte elvene bidro med 48 % (270 g), rensanleggene bidro med omlag 27 % (152 g) og atmosfæriske avsetninger med 25 % (144 g). De nye tilførselstallene viser således at de direkte tilførslene via lokale rensanlegg eller diffuse tilførsler til nedbørfeltene har vært underestimert i anslagene fra Breivik et al. (2004).

7.4.2 Massebalanser og konsentrasjoner i rensanlegg

Også for PCB var det et misforhold mellom beregnet mengde holdt tilbake i rensanleggene (retensjonen, differansen mellom mengdene i innløp og utløp) og beregnet mengde tatt ut med slammet for flere anlegg, men avvirket fulgte ikke helt de samme mønstrene som for PBDE. PCB, i likhet med PBDE, brytes i liten eller ubetydelig grad ned i rensanlegg (Berg and Peoples, 1977), og mengden i innløpsvannet innstrømmene skulle derfor balansere mengdene i utløpsvannet og egenprodusert slam.

Ved Lillehammer RA var årlig mengde Σ PCB7 som ble tatt ut med slammet (22 g) betydelig større (nær tre ganger) enn årlig retensjon (8 g). Et liknende forholdet ble også funnet for PBDE, hvor årlig mengde i slammet var 4,5 ganger større enn i retensjonen. For Σ PCB (total mengde) var årlig mengde i slammet omlag det doble av retensjonen.

Ved Rambekk RA og HIAS RA var forholdet motsatt, her var årlig mengde av PCB som ble tatt ut med slammet tildels vesentlig mindre enn retensjonen. Dette er til forskjell for PBDE ved disse anleggene, hvor situasjonen at mengdene i slammet var større enn retensjonen – og i betydelig grad for Rambekk RA. For Rambekk RA var mengden Σ PCB7 i slammet 53 g, mens retensjonen var 226 g. Ved å ta hensyn til at Rambekk RA også behandler slam fra Lillehammer RA (22 g) og andre anlegg ser man at dette misforholdet øker. For Σ PCB (total mengde) var imidlertid forskjellene mindre og massebalansen gikk nesten opp når det ble tatt hensyn til mengden overført med slam fra Lillehammer RA. Disse resultatene er imidlertid sterkt influert av en prøve med avvikende høy PCB-konsentrasjon. Ekskluderes denne prøveperioden synker de årlige tilførslene av PCB betydelig og årlig retensjon av Σ PCB7 og Σ PCB faller til henholdsvis 12 g og 20 g. Dette illustrerer at estimatene ikke er robuste mot innflytelsen av ekstreme verdier, og dersom slike skyldes tilfeldigheter og ikke er representative vil det kunne føre til betydelige feil i massebalansene.

Ved HIAS RA var årlig mengde Σ PCB7 som ble tatt ut med slammet (52 g) vesentlig mindre enn retensjonen (226 g), og det samme forholdet gjaldt også for Σ PCB (647 g vs. 168 g). For dette anlegget har vi ingen ekstreme avvik mellom i konsentrasjonene i innløp og utløp som kan forklare disse tilsynelatende inkonsistente forskjellene.

For Nes RA var det generelt svært små mengder PCB i omløp og resultatene er derfor mer usikre, men mengdene i slam var noe høyere (2–3 ganger) enn retensjonen. For Breiskallen RA, med kun tre prøvetakninger, har det liten hensikt å drøfte et massebudsjett.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PCB7 i det urensede innløpsvannet for de enkelte rensanleggene varierte mellom ca. 2–33 ng/l, mens konsentrasjonene i det rensede avløpsvannet var omkring 2–11 ng/l. Dette er noe høyere enn hva som ble rapportert i en undersøkelse fra fire norske rensanlegg i 2004 (Vogelsang et al. 2006), hvor konsentrasjonen av Σ PCB7 i innløps- og utløpsvann var henholdsvis 0,5–4,1 ng/l og < 1 ng/l.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PCB7 i det ferdigbehandlede slammet fra de enkelte rensanleggene varierte mellom ca. 12–33 ng/g tørrstoff, med den laveste konsentrasjonen ved Lillehammer RA og høyeste fra Nes RA. Konsentrasjonen av Σ PCB (total mengde) var gjennomgående 3 ganger høyere enn for Σ PCB7. De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PCB7 er innenfor variasjonsområdet på 17–100 ng/g (median: 42

ng/g) som ble funnet i en undersøkelse av 8 norske rensanlegg i 1996-97 (Paulsrud et al. 2000).

7.4.3 Konsentrasjoner i elvene

I elvene var de gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PCB7 og Σ PCB (total mengde) i elvene var henholdsvis i områdene 31–96 pg/l og 73–192 pg/l, lavest for Lågen og høyest for Hunnselva. Dette virker ikke som spesielt forhøyde konsentrasjoner sammenliknet med nivåer fra en undersøkelse av tre i europeiske høyfjellssjøer, hvor konsentrasjonen av Σ PCB var 26–110 pg/l (Vilanova et al. 2001). Disse prøvene ble tatt i 1996–1998 fra sjøene som kun mottar langtransporterte forurensninger, og den laveste konsentrasjonen ble funnet i Øvre Neådalsvann i Trollheimen, Norge. Fra et mer belastet område, som Great Lakes i Nord-Amerika, ble det for 1997 rapportert om konsentrasjoner av Σ PCB i området 53–216 pg/l i åpent vann (IJC 2003).

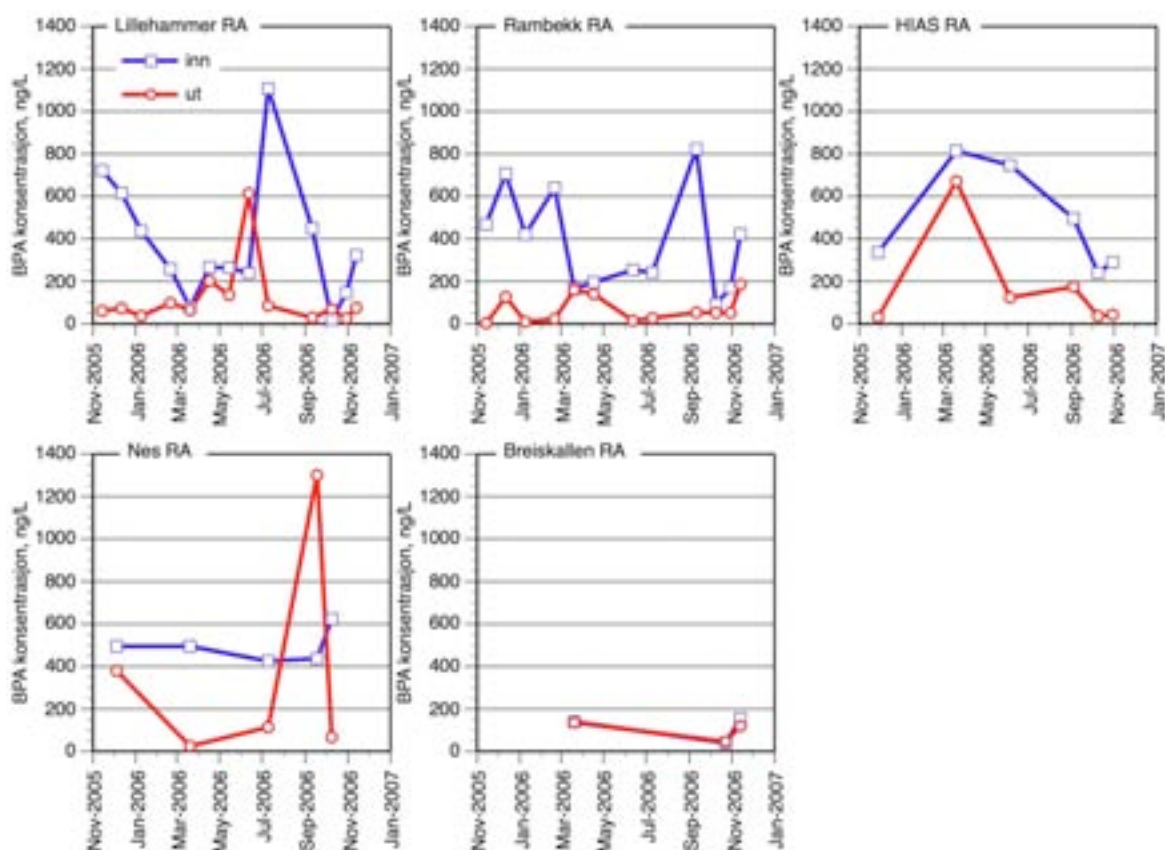
Bisfenol A (BPA)

7.5 Renseanlegg

7.5.1 Konsentrasjoner

Gjennomsnittlige konsentrasjoner av bisfenol A i innløpsvannet for de fire renseanleggene med hyppig prøvetaking (Lillehammer, Rambekk, HIAS, og Nes RA) avvok lite fra hverandre, og varierte mellom 374–487 ng/l (Tabell 29). Det var tildels store variasjoner i konsentrasjonene igjennom overvåkingsperioden (Figur 27), og den største variasjonsbredden ble funnet ved Lillehammer RA med 22–1107 ng/l. For Breiskallen RA, med kun tre prøvetakingsperioder, var midlere konsentrasjon vesentlig lavere enn ved de andre renseanleggene og lå på 112 ng/l.

Det var en markant reduksjon i konsentrasjonene av bisfenol A i utløpsvannet ved Lillehammer, Rambekk og HIAS RA. Her var de gjennomsnittlige konsentrasjonene i området 70–180 ng/l, dvs. 18–37 % av konsentrasjonene i innløpsvannet. For Nes RA var gjennomsnittlig konsentrasjon i utløpet 326 ng/l, eller 80 % av den i innløpet. Denne noe høye gjennomsnittskonsentrasjonen skyldes en høy analyseverdi på 1300 ng/l. Den totale variasjonsbredden ble derfor omlag som i innløpet: 25–1300 ng/l. For Breiskallen RA var gjennomsnittskonsentrasjon 101 ng/l, og avvok lite fra den i innløpet.



Figur 27. Konsentrasjoner av bisfenol A (BPA) i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann (ng/l) fra renseanleggene.

I utløpsprøven fra Nes vaskeri var konsentrasjonen 423 ng/l, og den avvok derfor ikke spesielt fra prøvene fra rensanleggene.

Gjennomsnittlig konsentrasjoner av bisfenol A i slammet varierte betydelig mellom anleggene: Nes RA og Lillehammer RA hadde de laveste konsentrasjonene med henholdsvis 140 og 172 ng/g tørrvekt, mens HIAS RA hadde høyest konsentrasjon på 1316 ng/g tørrvekt. De øvrige anleggene hadde gjennomsnittskonsentrasjoner i området 423–596 ng/g tørrvekt.

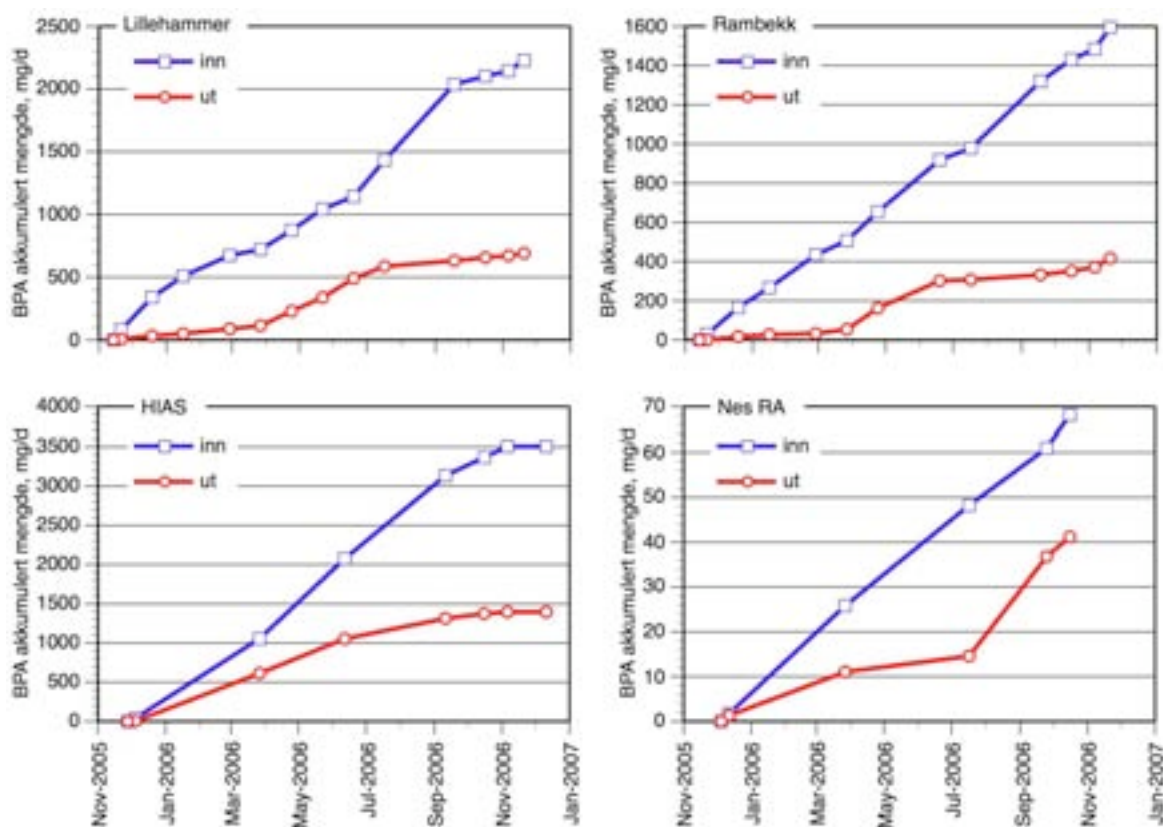
Tabell 29. *Konsentrasjoner av bisfenol A (BPA) i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann (ng/l) og slam (ng/g tørrvekt) fra rensanleggene. Konsentrasjonene er gitt som middelvei med standardavvik (SD), samt minimum- og maksimumverdi. I beregningene er konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne.*

Lokalitet	Medium	n	Middel	SD	Min.	Maks.
Lillehammer RA	slam	11	172	59	49	258
Lillehammer RA	vann, inn	12	374	308	22	1107
Lillehammer RA	vann, ut	13	121	156	25	614
Rambekk RA	slam	11	424	317	77	1132
Rambekk RA	vann, inn	12	383	238	92	823
Rambekk RA	vann, ut	12	70	64	<47	184
HIAS RA	slam	5	1316	394	835	1768
HIAS RA	vann, inn	6	487	244	240	814
HIAS RA	vann, ut	6	180	247	32	671
Nes RA	Nes vaskeri, vann ut	1	423			
Nes RA	slam	5	140	104	19	253
Nes RA	vann, inn	4	404	203	131	623
Nes RA	vann, ut	6	326	494	<50	1300
Breiskallen RA	slam	3	596	503	217	1167
Breiskallen RA	vann, inn	3	112	63	40	155
Breiskallen RA	vann, ut	3	101	48	46	136

7.5.2 Massestrømmer

Årlige massestrømmer av bisfenol A ved rensanleggene (Tabell 30) ble beregnet på grunnlag av akkumulerte mengder i innløps- og utløpsvannet (Figur 28).

Ved Lillehammer RA var transporten av bisfenol A til anlegget med innløpsvannet 2,19 kg/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 0,68 g/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 1,51 g, eller en renseeffekt på 69 %. Beregnet mengde tatt ut med slammet var 0,3 g/år, noe som er vesentlig lavere enn beregnet retensjon.



Figur 28. Akkumulert mengde av bisfenol A (BPA) transportert med innløps- og utløpsvannet ved fire av de undersøkte rensanleggene.

Tabell 30. Årlig mengde av bisfenol A (BPA) i slam, innløps- og utløpsvann i de undersøkte rensanleggene. Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann.

Anlegg	Slam, kg/år	Vann, inn, kg/år	Vann, ut, kg/år	Retensjon, kg/år	Retensjon, % av mengde inn
Lillehammer RA	0,30	2,19	0,68	1,51	69
Rambekk RA	1,00	1,57	0,41	1,16	74
HIAS RA	2,14	3,38	1,35	2,04	60
Nes RA	0,04	0,08	0,05	0,03	40
Breiskallen RA	0,17	0,32	0,29	0,03	11
sum	3,64	7,54	2,77	4,77	63

Ved Rambekk RA var transporten av bisfenol A til anlegget med innløpsvannet beregnet til 1,57 kg/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 0,41 kg/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 1,16 kg/år, eller en renseseffekt på 74 %. Dette er noe høyere enn mengden tatt ut med slammet. Beregnet mengde tatt ut med slammet var 1,00 kg/år, hvorav noe stammer fra eksternt slam, bl.a. 0,3 kg/år fra Lillehammer RA.

Ved HIAS RA var transporten av bisfenol A til anlegget med innløpsvannet beregnet til 3,38 kg/år, med utløpsvannet ble det transportert omlag 1,35 kg/år, noe som gir en retensjon på 2,04 kg/år, dvs. 60 % av årlige tilførsler. Beregnet mengde ut med slammet var 2,14 kg/år. Det er således ikke noen betydelig forskjell mellom retensjon og mengde ut

med slammet, men man må være oppmerksom på at HIAS RA også mottar noe eksternt slam for behandling, noe som betyr en ekstra kilde for bisfenol A.

Ved både Nes og Breiskallen RA var det små mengder bisfenol A i omløp, og for disse anleggene var beregnet transport med innløpsvannet henholdsvis 0,08 og 0,32 kg/år, mens den for utløpsvannet var 0,03 kg/år for hvert av anleggene. For slammet var beregnet mengde henholdsvis 0,04 og 0,17 kg/år.

7.6 Elver

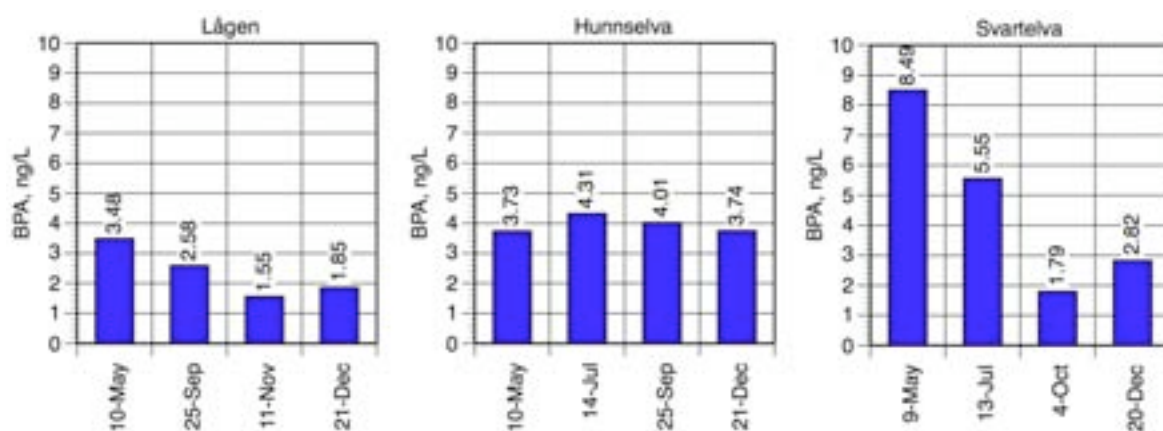
7.6.1 Konsentrasjoner

Konsentrasjonene av bisfenol A varierte noe mellom elvene, men variabiliteten både mellom og innen elvene var mindre enn for flere av de andre undersøkte forbindelsene. I gjennomsnitt hadde Lågen den laveste konsentrasjonen på 2,37 ng/l, mens gjennomsnittlige konsentrasjoner i Hunnselva og Svartelva henholdsvis var ca. 3,95 og 4,66 ng/l (Tabell 31). Vi understreker at konsentrasjonene av bisfenol A er oppgitt i ng/l – og ikke i pg/l slik som for de andre organiske miljøgiftene i vannprøvene fra innløpselvene – og derfor er opptil flere størrelsesordener høyere.

Som for flere andre miljøgifter var konsentrasjonen av bisfenol A i Svartelva tydelig forhøyet under vårflommen i mai. Konsentrasjonen var da over 8 ng/l, og den sank utover sommersesongen til omlag 5 ng/l og til omlag 2-3 ng/l på høsten/vinteren (Figur 29).

Tabell 31. Konsentrasjoner av bisfenol A (BPA, ng/l) i innløpselver til Mjøsa, 2006, gitt som middelvei med standardavvik (SD), samt minimums og maksimumsverdi.

Lokalitet	n	Middel, ng/l	SD, ng/l	Min	Maks.
Lågen	4	2,37	0,86	1,55	3,48
Hunnselva	4	3,95	0,27	3,73	4,31
Svartelva	4	4,66	3,00	1,79	8,49



Figur 29. Konsentrasjoner av bisfenol A (BPA) i innløpselver til Mjøsa, 2006.

7.6.2 Massestrømmer

Ut fra vassføring og de gjennomsnittlige konsentrasjonene kunne det for de enkelte elvene beregnes en årlig tilførsel av bisfenol A til Mjøsa (Tabell 32).

Samlet tilførsel av for 2006 fra de tre innløpselvene ble beregnet til 19,73 kg, hvorav Lågen dominerte med 18,52 kg. De to andre elvene, Hunnselva og Svartelva, bidro hver med ca. 0,6 kg.

Tabell 32. Årlig tilførsel av bisfenol A (BPA) fra tre innløpselver til Mjøsa, 2006. Beregningene er basert på midlere årlig vassføring (Q) og konsentrasjoner av de analyserte kongenerene.

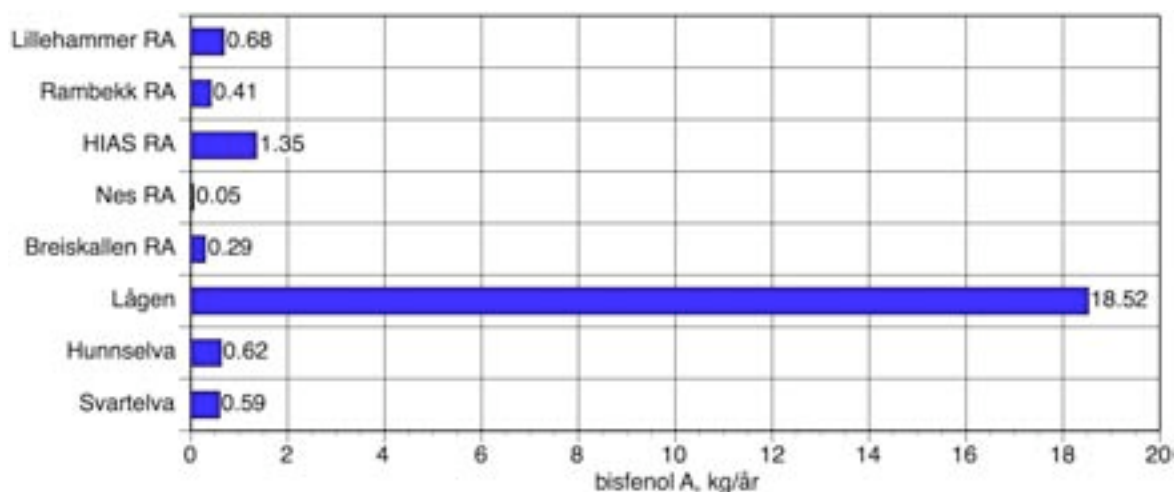
Lokalitet	Q , mill. m ³ /år	BPA, ng/l	BPA, kg/år
Lågen	7830	2,37	18,52
Hunnselva	156	3,95	0,62
Svartelva	127	4,66	0,59
sum			19,73

7.7 Samlet tilførsel til Mjøsa fra renseanlegg og elver

Samlet tilførsel av bisfenol A til Mjøsa fra de undersøkte renseanleggene og elvene for 2006 ble beregnet til omlag 22,5 kg (Tabell 33).

Elvene var viktigste tilførselskilde, med et samlet bidrag på 19,73 kg. Lågen var den desidert viktigste enkeltkilde med et årlig bidrag på 18,52 kg eller ca. 82 % av samlet tilførsel.

Renseanleggenes samlede bidrag på 2,77 kg utgjorde 12 % av de beregnede tilførslene, hvorav HIAS RA var viktigste kilde med 1,35 kg (6 %).



Figur 30. Årlig tilførsel av bisfenol A (BPA) til Mjøsa fra de undersøkte renseanlegg og elver for 2006.**Tabell 33.** Årlig tilførsel av bisfenol A (BPA) til Mjøsa fra de undersøkte renseanlegg og elver for 2006. Prosentandelen av total tilførsel er beregnet for de enkelte kildene.

Lokalitet	Tilførsel, kg/år	Andel av total mengde, %
Lillehammer RA	0,68	3,0
Rambekk RA	0,41	1,8
HIAS RA	1,35	6,0
Nes RA	0,05	0,2
Breiskallen RA	0,29	1,3
Lågen	18,52	82,3
Hunnselva	0,62	2,8
Svartelva	0,59	2,6
sum	22,51	100,0

7.8 Bisfenol A – diskusjon av resultater

7.8.1 Tilførsler til Mjøsa

Lågen var den absolutt viktigste enkeltkilde med et årlig bidrag på 18,5 kg. Blant renseanleggene var HIAS RA den største tilførselskilden med en årlig tilførsel på 1,35 kg, men de øvrige anleggenes samlede bidrag summerte til 1,43 kg. Mengdemessig var bisfenol A den av de analyserte organiske miljøgiftene som ble tilført i størst mengde til Mjøsa – uten at dette avspeiler en tilsvarende miljømessig og toksikologisk betydning av tilførslene. Bisfenol A har tradisjonelt vært ansett å ha relativt lav toksisitet og være av miljømessig mindre betydning (ECB 2003), men den utstrakte bruken av dette stoffet og ny kunnskap om dets biologiske effekter gjør at dette synet utfordres (vom Sall and Huges 2005).

Et særtrekk ved tilførselsbudsjettet var elvenes store relative betydning. Ingen annen undersøkt stoffgruppe hadde en større prosentvis andel tilført fra elvene. Av den årlig tilførselen fra de undersøkte kildene på ca. 22,5 kg, sto elvene for 19,7 kg (86 %) og renseanleggene for omlag 2,7 (14 %). Dette indikerer at diffuse kilder, på grunn av den utstrakte bruken av stoffet, i enda større grad enn for de andre forbindelsene dominerer over bidraget som kommer via kommunale renseanlegg.

7.8.2 Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg

Bisfenol A er ansett å være biologisk nedbrytbart i både vann (ECB 2003) og i slam i avløpsrenseanlegg (Christiansen et al. 2002), og en korrekt massebalanse for renseanlegg vil derfor være vanskelig å sette opp uten å ha mål på disse tapsprosessene. Vi kan derfor ikke forvente at våre beregnede massestrømmene ut og inn av renseanleggene nødvendigvis skal balansere hverandre

Bisfenol A er mer vannløselig enn de andre undersøkte organiske forbindelsene. De vil dermed i mindre grad enn disse være knyttet til partikkelfasen i avløpsvannet, og rensegraden i anlegg vil kunne være tilsvarende mindre.

For Lillehammer RA var beregnet årlig mengde bisfenol A som gikk ut med slammet kun 20 % av beregnet mengde holdt tilbake i anlegget (retensjonen) (0,30 kg vs. 1,51 kg). Dette kan indikere en nedbrytning i anlegget. For de to andre store anleggene, Rambekk RA og HIAS RA, var mengdene i slammet (1,00 og 2,14 kg) av omlag samme størrelse som retensjonen (1,16 og 2,04 kg), men det må i her også trekkes inn i beregningene at disse anleggene mottar bisfenol A i eksternt slam. Dersom det ikke har vært noen betydelig nedbrytning av bisfenol A i disse anleggene, vil massestrømmene ut og inn av disse anleggene nesten balanserer hverandre. Hvorvidt dette er en korrekt massebalanse vet vi imidlertid ikke, da vi har indikasjoner på at prøvetakningen av innløpsvannet ikke har vært representativ for andre substanser. For de to øvrige renseanleggene var mengdene bisfenol A i omløp enten så små (Nes RA) eller antallet prøver så lavt (Rambekk RA) at det er lite relevant å drøfte massebalansene.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av bisfenol A i det urensede innløpsvannet varierte mellom ca. 112–487 ng/l, mens konsentrasjonene i det rensede avløpsvannet var omkring 70–326 ng/l. Dette er innenfor det vanlige variasjonsområdet som meldt for europeiske renseanlegg (ECC 2003, Christensen et al. 2002).

Den høyeste gjennomsnittlige konsentrasjonene av bisfenol A i det ferdigbehandlede slammet på ca. 1300 ng/g tørrvekt ble funnet ved HIAS RA. Dette var noe forhøyet sammenliknet med de øvrige anleggene hvor midlere konsentrasjon lå i området ca. 170–600 ng/g tørrstoff. I følge ECB (2003) er det rapportert om konsentrasjoner av bisfenol A i området ca. 20–1360 ng/g tørrvekt i kommunalt avløpsslam fra Tyskland, og våre funn ligger innenfor dette området.

7.8.3 Konsentrasjoner i elvene

I elvene var de gjennomsnittlige konsentrasjonene av bisfenol A i området ca. 2,4–4,7 ng/l lavest for Lågen og høyest for Svartelva. Dette er lave konsentrasjoner sammenliknet med andre europeiske data. I en litteraturgjennomgang over rapporterte konsentrasjoner i overflatevann fra Europa finner Christensen et al. (2003) et vidt konsentrasjonsområde på 0,5–1000 ng/l. Dette konsentrasjonsområdet favner over et stort spekter av type lokaliteter, fra nær upåvirkede til betydelig påvirket av utslipp fra renseanlegg og industri. I en nylig publisert studie fra den sveitsiske elven Glatt, som ligger i et tett befolket område (240 000 innbygger, 260 km² nedbørfelt) og mottar utslipp fra en rekke renseanlegg, vises det hvordan konsentrasjonen av bisfenol A økte fra omlag 9 ng/l til 76 ng/l nedover elven (Voutsas et al. 2006). Forfatterne karakteriserer disse nivåene som å ligge innefor området for svakt påvirket overflatevann. Det ble her påvist en sesongmessig variasjon i konsentrasjonene, og en reduksjon i august ble satt i forbindelse med høy temperatur og en akselerert biodegradasjon i elva.

8. Klorerte parafiner (SCCP, MCCP)

På grunn av metodiske problemer har vi ikke resultater for elvene, kun for renseanleggene.

8.1 Renseanlegg

8.1.1 Konsentrasjoner

Det ble analysert for de to hovedgruppene kortkjedede (SCCP) og mellomkjedede (MCCP) klorerte parafiner. For slam og innløpsvann var det ingen problemer med de analytiske deteksjonsgrensene, mens det for utløpsvann, og da særlig for MCCP, ble funnet endel prøver med konsentrasjoner under deteksjonsgrensene.

Konsentrasjonen av klorerte parafiner i innløpsvannet kunne variere betydelig igjennom overvåkningsperioden (Figur 31). Dette gjaldt begge både for SCCP og MCCP. Ser vi bort fra analysene fra Breiskallen RA, hvor vi kun har tre prøvetakinger, var det gjennomgående en god samvariasjon mellom SCCP og MCCP ($r = 0,84$) og det relative forholdet mellom dem (SCCP:MCCP) lå vanligvis i intervallet 0,3–0,8 (interkvartilområdet).

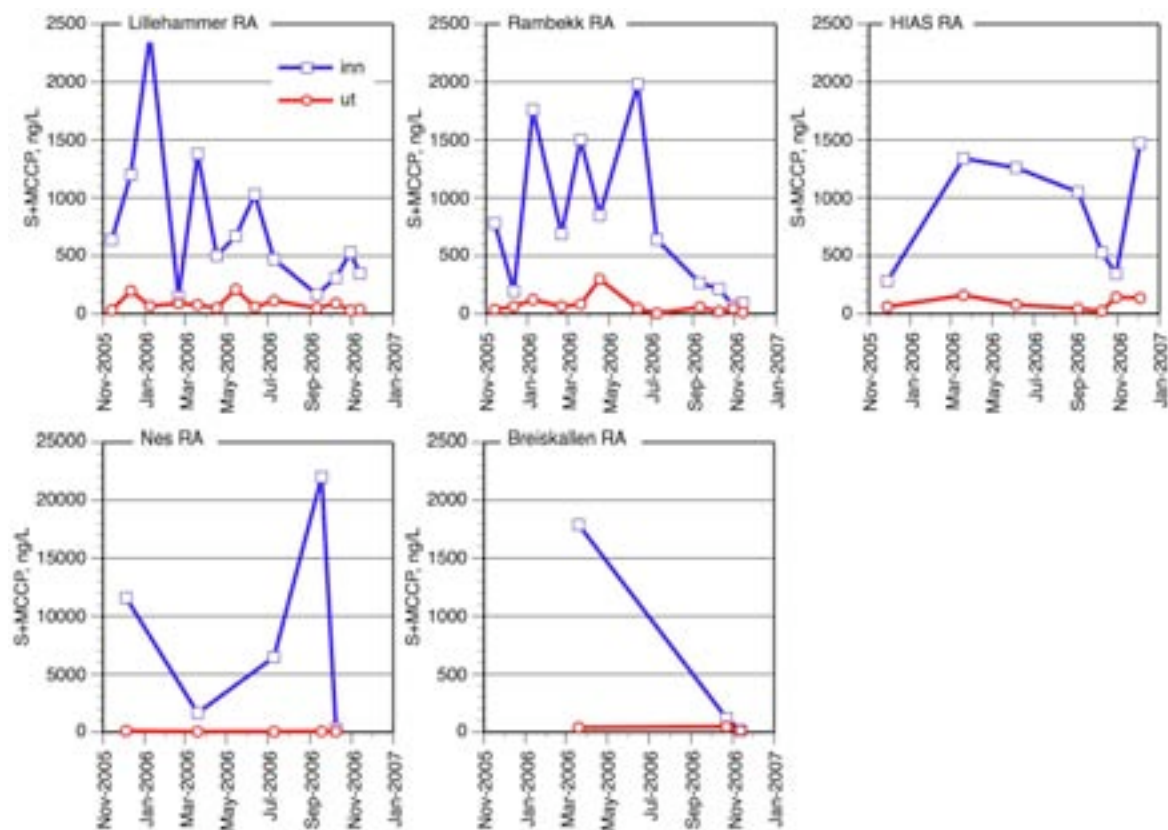
Nes RA særmerket seg ved svært høye konsentrasjoner i innløpsvannet. Gjennomsnittlig konsentrasjon av SCCP og MCCP var henholdsvis ca. 2 372 og 2 592 ng/l, men det ble påvist konsentrasjoner opp til 10 100 ng/l (SCCP) og 11 900 ng/l (MCCP). Det har tidligere vært påvist høye konsentrasjoner av klorerte parafiner i avløpsvannet fra Nes Vaskeri, og dette avløpsvannet sendes til Nes RA (SFT 2006). En enkelt prøve av avløpsvannet fra Nes vaskeri viste et innhold av SCCP på 3 000 ng/l og av MCCP på 29 700 ng/l.

For de øvrige anleggene varierte gjennomsnittlige konsentrasjoner av SCCP i innløpsvannet mellom 116–318 ng/l, men tilsvarende tall for MCCP var 462–579 ng/l.

Konsentrasjonene i utløpsvannet var vesentlig lavere enn i innløpet, og for MCCP hadde 46 % av prøvene (19 av 41) konsentrasjoner under deteksjonsgrensene. Disse lå vanligvis i området 2–7 ng/l. For SCCP var det kun ett analyseresultat under deteksjonsgrensen (< 6 ng/l). For disse tilfellene har vi benyttet oss av halve deteksjonsgrensen som et estimat. Dette introduserer en viss usikkerhet i beregningene omkring utslippene av MCCP fra renseanleggene.

På tross av de høye konsentrasjonene i innløpsvannet ved Nes RA avvek konsentrasjonene i utløpsvannet her ikke spesielt fra da andre renseanleggene. De gjennomsnittlige konsentrasjonene av SCCP og MCCP ved Nes RA var henholdsvis 43 og 12 ng/l, mens de i de øvrige renseanleggene varierte mellom 24–67 ng/l (SCCP) og 10–24 ng/l (MCCP).

Konsentrasjonene i slam varierte tildels betydelig mellom renseanleggene. Ser vi bort fra de tre prøvene fra Breiskallen RA, lå gjennomsnittskonsentrasjonene av SCCP og MCCP henholdsvis i intervallene 75–4 500 ng/g tørrvekt og 740–10 500 ng/g tørrvekt. Av disse anleggene hadde Nes RA de høyeste middelverdiene, mens de laveste ble funnet på HIAS RA. På tross av at de laveste middelkonsentrasjonene i innløpsvannet ble funnet ved Breiskallen RA hadde slammet herfra de høyeste middelkonsentrasjonene av SCCP og MCCP, med verdier på henholdsvis 11 200 og 9 600 ng/g.



Figur 31. Konsentrasjoner av klorerte parafiner (sum av kortkjedede og mellomkjedede: S+MCCP) i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann fra de undersøkte rensanleggene. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er byttet ut med halve denne.

Tabell 34. Konsentrasjoner av klorerte parafiner i slam (ng/g tørrvekt) og volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann (ng/l) fra rensanleggene. SCCP: kortkjedede; MCCP: mellomkjedede. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er byttet ut med halve denne.

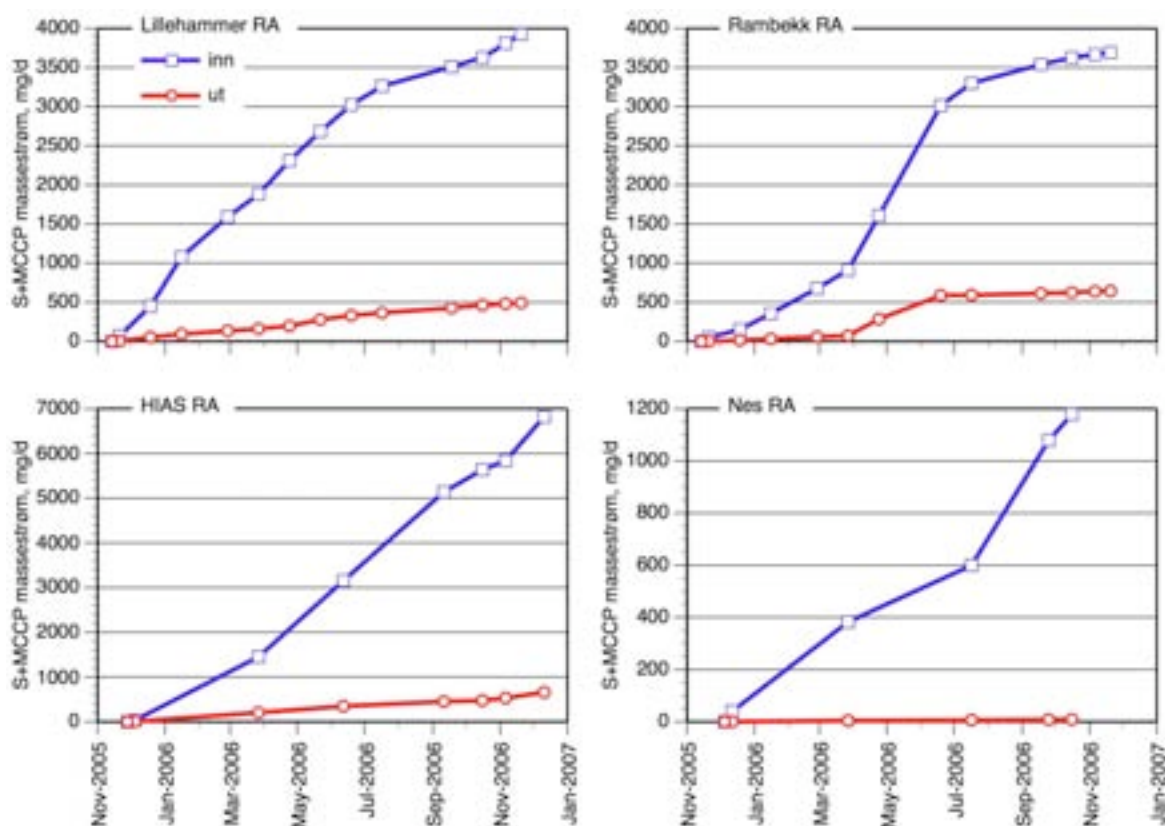
Lokalitet	Medium	Gruppe	n	Middel	SD	Min.	Maks.
Lillehammer RA	vann, inn	SCCP	13	291	346	70	1400
Lillehammer RA	vann, inn	MCCP	13	462	341	2.5	1050
Lillehammer RA	vann, ut	SCCP	13	67	43	20	170
Lillehammer RA	vann, ut	MCCP	13	18	25	0.5	80
Lillehammer RA	slam	SCCP	12	1280	960	310	3800
Lillehammer RA	slam	MCCP	12	3330	1830	710	6990
Rambekk RA	vann, inn	SCCP	12	195	153	46	560
Rambekk RA	vann, inn	MCCP	12	558	537	14	1600
Rambekk RA	vann, ut	SCCP	12	47	33	3	120
Rambekk RA	vann, ut	MCCP	12	24	59	0.5	210
Rambekk RA	slam	SCCP	11	2100	2700	530	7900
Rambekk RA	slam	MCCP	11	7100	2700	3100	11800
HIAS RA	vann, inn	SCCP	7	318	124	125	470
HIAS RA	vann, inn	MCCP	7	579	393	94	1000
HIAS RA	vann, ut	SCCP	7	61	24	24	93
HIAS RA	vann, ut	MCCP	7	32	33	0.5	86
HIAS RA	slam	SCCP	6	75	30	47	130
HIAS RA	slam	MCCP	6	740	880	77	2500
Nes RA	Nes Vaskeri, vann, ut	SCCP	1	3000			
Nes RA	Nes Vaskeri, vann, ut	MCCP	1	29700			
Nes RA	vann, inn	SCCP	6	2372	3875	44	10100
Nes RA	vann, inn	MCCP	6	5292	4577	200	11900
Nes RA	vann, ut	SCCP	6	43	31	11	100
Nes RA	vann, ut	MCCP	6	12	5	7	17
Nes RA	slam	SCCP	5	4500	5900	1300	15000
Nes RA	slam	MCCP	5	10500	5200	3900	16400
Breiskallen RA	vann, inn	SCCP	3	116	118	5.3	240
Breiskallen RA	vann, inn	MCCP	3	525	888	8	1550
Breiskallen RA	vann, ut	SCCP	3	24	19	8.3	45
Breiskallen RA	vann, ut	MCCP	3	10	9	2.25	20
Breiskallen RA	slam	SCCP	3	11200	13800	1200	27000
Breiskallen RA	slam	MCCP	3	9600	1860	7800	11500

8.1.2 Massestrømmer

Årlige massestrømmer av klorerte parafiner ved rensanleggene (Tabell 35) ble beregnet på grunnlag av akkumulerte mengder i innløps- og utløpsvannet (Figur 32).

Ved Lillehammer RA var transporten av SCCP til anlegget med innløpsvannet 1,50 kg/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 0,39 g/år. Årlig retensjon var 1,11 kg, dvs. en renseseffekt på 74 %. Mengden tatt ut med slammet ble imidlertid beregnet til nær det doble av retensjonen: 2,20 kg/år. For MCCP var transporten med innløpsvannet 2,36 kg/år og med utløpsvannet 0,09 kg/år, dvs. en retensjon på 2,21 kg/år (renseeffekt: 96 %). Årlig mengde ut med slammet ble imidlertid beregnet til 5,71 kg/år.

Ved Rambekk RA var transporten av SCCP til anlegget med innløpsvannet beregnet til 1,02 kg/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 0,27 g/år. Det vil si at årlig retensjon i anlegget var 0,74 kg, eller en renseseffekt på 73 %. Beregnet mengde tatt ut med slammet var imidlertid 4,89 g/år, hvorav 2,20 kg/år kan tilskrives behandling av eksternt slam fra Lillehammer RA. For MCCP var transporten med innløpsvannet 2,62 kg/år og med utløpsvannet 0,36 kg/år, dvs. en retensjon på 16,73 kg/år (renseeffekt: 86 %). Årlig mengde ut med slammet ble imidlertid beregnet til 24,28 kg/år, hvorav 5,71 kg kan tilskrives behandling av eksternt slam fra Lillehammer RA. Vi finner derfor også for klorerte parafiner et betydelig misforhold mellom årlige retensjonen og mengde som tas ut med internt produsert slam, slik som det også var for flere andre forbindelser.



Figur 32. Akkumulert mengde av klorerte parafiner (sum av kortkjedede og mellomkjedede: S+MCCP) transportert med innløps- og utløpsvannet ved fire av de undersøkte rensanleggene.

Tabell 35. Årlig mengde av klorerte parafiner i slam, innløps- og utløpsvann i de undersøkte rensanleggene. Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann. SCCP: kortkjedede; MCCP: mellomkjedede.

	Anlegg	Slam, kg/år	Vann, inn, kg/år	Vann, ut, kg/år	Retensjon, kg/år	Retensjon, % av mengde inn
SCCP	Lillehammer RA	2,20	1,50	0,39	1,11	74
	Rambekk RA	4,89	1,02	0,27	0,74	73
	HIAS RA	0,12	2,23	0,42	1,81	81
	Nes RA	1,35	0,38	0,01	0,37	98
	Breiskallen RA	3,20	0,30	0,09	0,20	69
	sum	11,76	5,42	1,18	4,24	78
MCCP	Lillehammer RA	5,71	2,36	0,09	2,27	96
	Rambekk RA	16,73	2,62	0,36	2,26	86
	HIAS RA	1,21	4,36	0,22	4,14	95
	Nes RA	3,15	0,86	0,002	0,86	>99
	Breiskallen RA	2,73	0,82	0,02	0,79	97
	sum	29,52	11,02	0,70	10,32	94

Ved HIAS RA var transporten av SCCP med innløpsvannet beregnet til 2,23 kg/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 0,42 kg/år. Årlig retensjon i anlegget var 1,81 kg, eller en renseeffekt på 81 %. Beregnet mengde tatt ut med slammet var imidlertid betydelig lavere enn retensjonen, og utgjorde ikke mer enn 0,12 kg/år. For MCCP var transporten med innløpsvannet 4,36 kg/år og med utløpsvannet 0,22 kg/år, dvs. en retensjon på 4,14 kg/år (renseeffekt: 95 %). Årlig mengde MCCP ut med slammet ble imidlertid beregnet til 1,21 kg/år, dvs. også signifikant mindre enn retensjonen, men ikke så ekstremt som for SCCP. Situasjonen for klorerte parafiner ved HIAS RA likner med dette det vi observerte for HBCDD.

Ved Nes RA var transporten av SCCP med innløpsvannet beregnet til 0,38 kg/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 0,01 kg/år. Årlig retensjon i anlegget var 0,37 kg, eller en renseeffekt på 98 %. Beregnet mengde tatt ut med slammet, 1,35 kg/år, var imidlertid vesentlig høyere enn retensjonen. For MCCP var transporten med innløpsvannet 0,86 kg/år og med utløpsvannet 0,002 kg/år, dvs. en renseeffekt > 99 %. Årlig mengde MCCP ut med slammet ble imidlertid beregnet til 3,15 kg/år, eller mer enn det tredoble av retensjonen.

Ved Breiskallen RA var transporten av SCCP med innløpsvannet beregnet til 0,30 kg/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 0,09 kg/år. Årlig retensjon i anlegget var 0,20 kg, eller en renseeffekt på 69 %. Beregnet mengde tatt ut med slammet, 3,20 kg/år, var også her betydelig høyere enn retensjonen. For MCCP var transporten med innløpsvannet 0,82 kg/år og med utløpsvannet 0,02 kg/år, dvs. en renseeffekt 97 %. Årlig mengde MCCP ut med slammet ble imidlertid beregnet til 2,73 kg/år, også her mer enn det tredoble av retensjonen.

8.2 Klorerte parafiner – diskusjon av resultater

8.2.1 Tilførsler til Mjøsa

For klorerte parafiner har vi ingen estimater på tilførselen fra elvene, men samlede årlige tilførsler fra rensanleggene var for SCCP og MCCP var henholdsvis 1,18 kg og 0,7 kg.

De tre største anleggene, Lillehammer RA, Rambekk RA og HIAS RA, var de største utslippskildene av klorerte parafiner, og bidragene fra de to øvrige anleggene var av underordnet betydning. Deres samlede bidrag av SCCP og MCCP utgjorde henholdsvis 92 og 96 % av de totale tilførslene fra renseanleggene, men forholdet mellom utslippene av SCCP og MCCP varierte mellom anleggene.

For Lillehammer RA og Rambekk RA dominerte SCCP i årlige utslipp av klorerte parafiner med henholdsvis 81 % og 66 %. For HIAS RA var dominerte derimot MCCP i samlede utslipp med 57 %, noe som skyldes kombinasjonen av svært høy vannføring og MCCP-konsentrasjon i uke 16, april 2006.

8.2.2 Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg

Klorerte parafiner er ansett som tungt nedbrytbare forbindelser i miljøet (Tomy et al. 1998, EBR 2000, Bayen et al. 2006), men deres persistens mot mikrobiell degradering synes å minske med avtakende grad av klorering og alkankjedenes lengde (Heath et al. 2006). Vi kjenner ikke til noen arbeider hvor det er forsøkt satt opp massebalanser eller gjort nedbrytningsstudier for klorerte parafiner i avløpsrenseanlegg, og vet derfor ikke i hvilken grad vi kan forventa at klorerte parafiner oppfører seg som konservative forbindelser i slike renseanlegg. Euro Chlor (2005) (klor-alkalie produsentene i Europa) hevder imidlertid at langtidsstudier i biologiske renseanlegg viser at det skjer en betydelig degradering av klorerte parafiner og at de ikke-nedbrutte restene fjernes ved adsorpsjon til slammet.

I alle de undersøkte renseanleggene, unntatt HIAS RA, var de årlige mengdene av både SCCP og MCCP i slammet større enn retensjonen i anleggene. Dette gjaldt også for Breiskallen RA, men på grunn av det lave antallet prøver er det lite relevant å drøfte massebalansen fra dette anlegget.

For Lillehammer RA, Nes RA og Rambekk RA (fratrasket bidraget fra Lillehammer RA) var den årlige massestrømmen av klorerte parafiner i slammet henholdsvis omlag 2, 4 og 7 ganger større enn retensjonen i anlegget. Dette kan tyde på en ikke-representativ prøvetakning av innløpsvannet.

For HIAS RA var situasjonen motsatt. Her var årlig massestrøm med slammet betydelig mindre enn retensjonen. For SCCP og MCCP var mengdene i slammet henholdsvis 7 % og 29 % av retensjonen (0,12 kg : 1,81 kg, 1,21 kg : 4,14 kg). Dette likner situasjonen for HBCDD ved samme anlegg, og kan bety at begge stoffgruppene har blitt degradert i dette renseanlegget. Dette må eventuelt bekreftes ved oppfølgende og mer detaljerte undersøkelser.

Med unntak for Nes RA varierte de gjennomsnittlige konsentrasjonene av SCCP i det urensede innløpsvannet mellom ca. 116–318 ng/l, og for MCCP varierte de mellom ca. 460–580 ng/l. De midlere konsentrasjonene ved Nes RA var vesentlig høyere, med SCCP på 2372 ng/l og MCCP på 5292 ng/l. Dette tyder på tyder på innflytelse av forurensninger fra Nes Vaskeri, hvor det ble påvist særs høye konsentrasjoner i utløpsvannet. Det finnes et relativt begrenset antall undersøkelser gjort på klorerte parafiner i miljøprøver, men en spansk undersøkelse av to renseanlegg fant konsentrasjoner av SCCP i innløpsvann i området 310–620 ng/l (Castells et al. 2004), mens det fra en japansk undersøkelse ble

rapportert om konsentrasjoner området 220–360 ng/l (Iino 2005). Dette er konsentrasjoner som harmonerer med funnene fra renseanleggene ved Mjøsa, med unntagelse av Nes RA.

I det rensede avløpsvannet var de gjennomsnittlige konsentrasjonene av SCCP og MCCP henholdsvis 24–67 ng/l og 10–32 ng/l. Dette er svært likt konsentrasjonsområdet for SCCP på 16–35 ng/l som ble funnet i den japanske undersøkelsen til Iino et al. (2005), og noe lavere enn SCCP konsentrasjonene i området 59–448 ng/l som ble funnet i en canadisk undersøkelse (Muir et al., 2000)

Den høyeste gjennomsnittlige konsentrasjonene av klorerte parafiner i slammet ble funnet ved Nes RA og Breiskallen RA. Her var konsentrasjonen av SCCP henholdsvis 4 500 og 11 200 ng/g tørrvekt, mens den for MCCP var 10 500 og 9 600 ng/g tørrvekt. Lillehammer RA og Rambekk RA hadde noe lavere konsentrasjoner, med SCCP på 1280 og 2100 ng/g, og MCCP på 3330 og 7 100 ng/g. HIAS RA særmerket seg med svært lave konsentrasjoner i slammet, med SCCP på 75 ng/g og MCCP på 740 ng/g. Dette tyder som før nevnt på at det kan ha skjedd en degradering av klorerte parafiner i dette anlegget. En svensk undersøkelse av konsentrasjoner av SCCP i utråtnet avløpsslam fra fire renseanlegg viser konsentrasjoner i området 230–300 ng/g tørrvekt (Järnberg et al. 2005), og sammenliknet med disse resultatene ligger de fleste undersøkte anleggene i Mjøsregionen høyt. Betydelig høyere konsentrasjoner er funnet i Storbritannia hvor Nichols et al. (2001) rapporterte om konsentrasjoner av SCCP+MCCP i området 1 000–93 000 ng/g tørrvekt.

9. Kvikksølv (Hg)

Det ble ikke analysert kvikksølv i vannprøver fra elvene, og renseanleggene er derfor de eneste tilførselsveiene som behandles her.

9.1 Renseanlegg

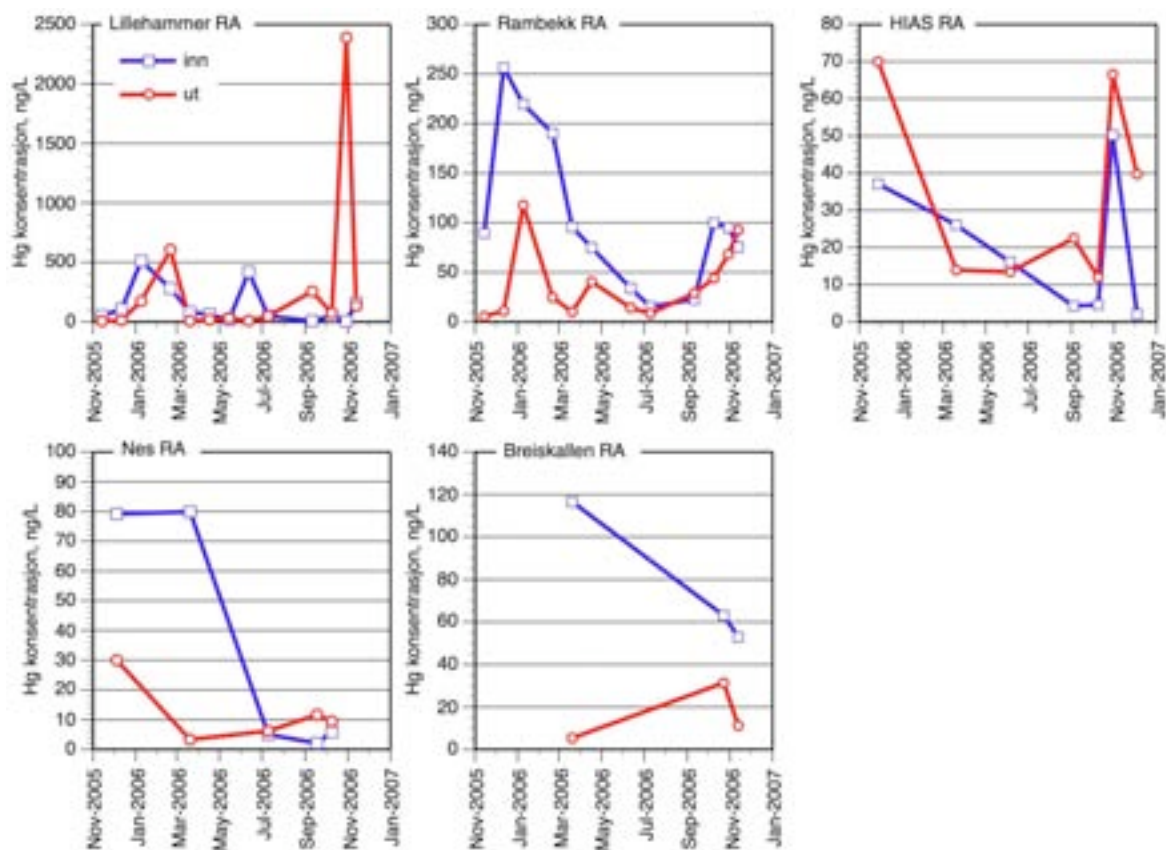
9.1.1 Konsentrasjoner

Gjennomsnittlige konsentrasjoner av kvikksølv i innløpsvannet varierte mellom ca. 20–139 ng/l. De høyeste middelkonsentrasjonene ble funnet i Lillehammer RA (139 ng/l) og Rambekk RA (106 ng/l), mens de laveste ble funnet ved Nes RA (30 ng/l) og HIAS RA (20 ng/l). For Breiskallen RA, med kun tre prøvetakningsperioder, var midlere konsentrasjon ca. 78 ng/l. Det var tildels store variasjoner i konsentrasjonene igjennom overvåkingsperioden. Dette var særlig markert ved Lillehammer RA, hvor konsentrasjonene i innløpsvannet varierte mellom 6–513 ng/l.

I utløpsvannet fra Rambekk, Nes og Breiskallen RA var de gjennomsnittlige konsentrasjonene i området 15–39 ng/l, eller 20–50% av konsentrasjonene i innløpsvannet. For Lillehammer RA og HIAS RA konsentrasjonen i utløpsvannet paradoksalt nok større enn i innløpsvannet. Dette var markert for Lillehammer RA hvor den gjennomsnittlige konsentrasjonen i utløpet var nær 290 ng/l, eller 2,1 ganger høyere enn i innløpet. Dette skyldes særlig en betydelig forhøyet konsentrasjon på nær 2400 ng/l i oktober 2006. Ekskluderes denne prøveperioden var gjennomsnittskonsentrasjonen i innløp og utløp 150 og 115 ng/l, det vil si at konsentrasjonen i utløpet var 77 % av den i innløpet. I HIAS RA var den gjennomsnittlig konsentrasjonen 34 ng/l, eller 1,7 ganger høyere enn i innløpet, og dette fenomenet kunne ikke tilskrives en enkelt ekstremhendelse, da det var flere tilfeller hvor konsentrasjonene i utløpet var høyere enn i innløpet.

I utløpsprøven fra Nes vaskeri var konsentrasjonen 51 ng/l, og den atskilte seg derved ikke spesielt fra de vanlig forekommende nivåene.

Gjennomsnittlig konsentrasjoner av kvikksølv i slammet lå mellom 0,42–1,23 mg/kg tørrvekt, med høyeste konsentrasjon i slammet fra HIAS. Den største variasjonsbredden ble funnet ved Lillehammer RA (0,31–3,98 mg/kg tørrvekt), med både det laveste og høyeste registrerte enkelte analyseresultatet. For de øvrige renseanleggene varierte enkeltanalysene mellom 0,36–1,74 mg/g tørrvekt.



Figur 33. Kvikksølvkonsentrasjoner i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann (ng/l) fra de undersøkte rensanleggene.

Tabell 36. Konsentrasjoner av kvikksølv i volumveide ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann (ng/l) og i slam (mg/kg tørrvekt) fra rensanleggene. Konsentrasjonene er gitt som middelerverdi med standardavvik (SD), samt minimums- og maksimumsverdi.

Lokalitet	Medium	n	Middel	SD	Min.	Maks.
Lillehammer RA	RA slam	12	1,05	1,02	0,31	3,98
Lillehammer RA	RA vann, inn	13	138,61	163,98	6,43	512,70
Lillehammer RA	RA vann, ut	13	289,72	652,06	6,29	2388,00
Rambekk RA	RA slam	11	1,07	0,30	0,72	1,74
Rambekk RA	RA vann, inn	12	105,63	77,12	15,30	256,26
Rambekk RA	RA vann, ut	12	38,80	36,39	5,49	117,70
HIAS RA	RA slam	6	1,23	0,22	1,06	1,65
HIAS RA	RA vann, inn	7	20,04	18,55	2,01	50,20
HIAS RA	RA vann, ut	7	34,00	25,26	12,00	69,96
Nes RA	Nes vaskeri, vann ut	1	50,62			
Nes RA	RA slam	5	0,42	0,06	0,36	0,50
Nes RA	RA vann, inn	6	29,59	38,70	2,11	79,87
Nes RA	RA vann, ut	6	15,02	11,79	3,31	29,99
Breiskallen RA	RA slam	3	0,86	0,68	0,45	1,65
Breiskallen RA	RA vann, inn	3	77,51	34,23	52,88	116,59
Breiskallen RA	RA vann, ut	3	15,96	13,63	5,33	31,32

9.1.2 Massestrømmer

Årlige massestrømmer av kvikksølv ved rensanleggene (Tabell 37, Figur 35) ble beregnet på grunnlag av akkumulerte mengder i innløps- og utløpsvannet (Figur 34). Samlet tilførsel av kvikksølv til Mjøsa fra de undersøkte rensanleggene ble beregnet til 1856 g/år.

Det var tildels store negative differanser mellom årlig tilførsel med innløpsvannet og med årlig uttak med slam, noe som indikerer at prøvetakningen av innløpsvannet ikke har vært representativ – såfremt man ser bort fra muligheten for at betydelige mengder kvikksølv har blitt tilført med det eksterne slammet. Differansen mellom årlig uttak med slam og årlig tilførsel for innløpsvannet er så stor at vi holder det som lite sannsynlig at dette i vesentlig grad skyldes høye kvikksølvkonsentrasjoner i eksternt slam. At det for to anlegg, Lillehammer RA og HIAS RA, også var en større massestrøm med utløpsvannet enn med innløpsvannet gir ytterligere indikasjoner på problemer med prøvetakningen.

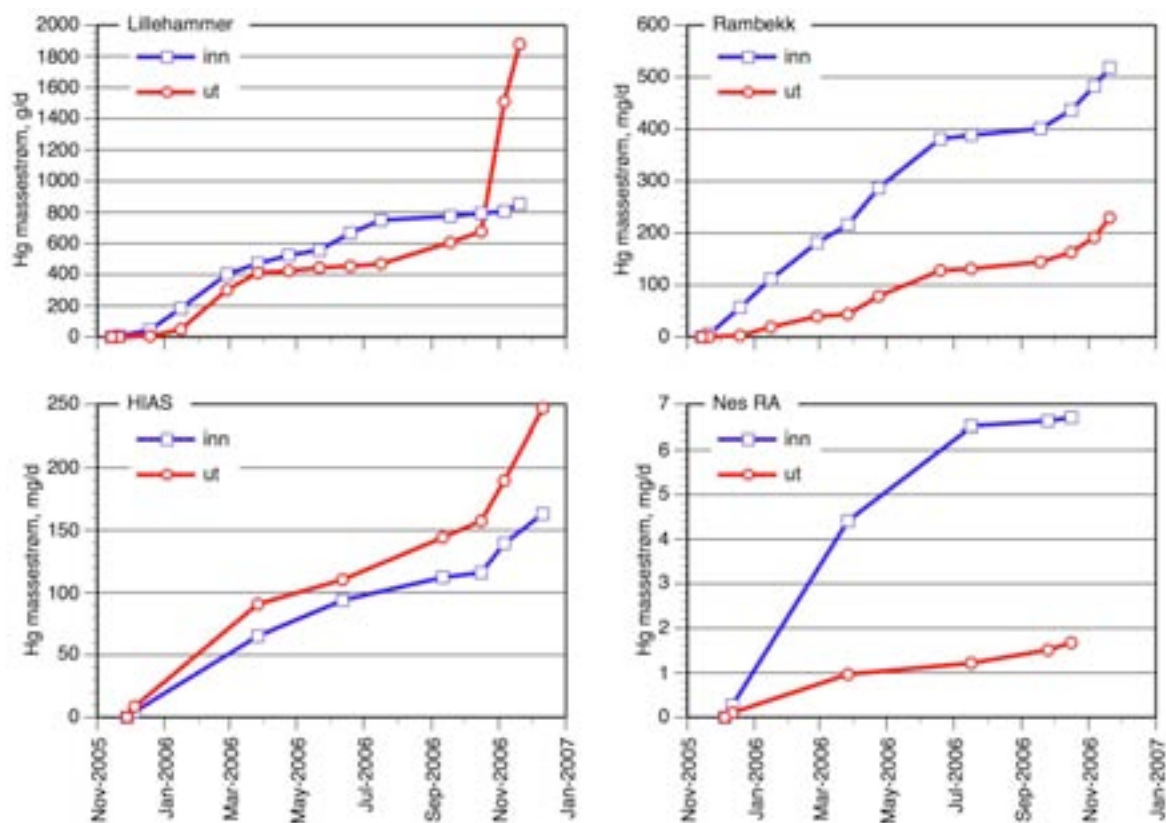
Ved Lillehammer RA var det som tidligere nevnt en situasjon med en høyere kvikksølvkonsentrasjon i utløpet enn i innløpet. Mengden kvikksølv transportert med innløpsvannet ble beregnet til 685 g/år, mens den for utløpsvannet ble beregnet til 1405 g/år. Det utgjør en negativ differanse på 720 g/år. Årlig mengde i slam var nær 1800 g, hvorav noe har blitt tilført med eksternt slam. Mengdene som transporteres med utløpsvannet til Mjøsa gjør at Lillehammer RA blir den desidert største kvikksølvkilden blant de undersøkte rensanleggene, med en andel på 75 % av de samlede utslippene.

Ved Rambekk RA var transporten av kvikksølv med innløpsvannet beregnet til 417 g/år, mens det med utløpsvannet ble transportert 183 g/år. Det vil si at årlig tilbakeholdelse (retensjon) i anlegget var 234 g, eller en renseeffekt på 56 %. Beregnet mengde tatt ut med slammet var 2525 g/år. Da anlegget behandler store mengder slam fra andre rensanlegg vil kvikksølvet i dette inngå i estimatet, bl.a. omlag 1800 g fra Lillehammer RA.

Også ved HIAS RA var beregnet årlig tilførsel av kvikksølv i innløpsvannet lavere enn i utløpsvannet. For innløpsvannet var estimatet 141 g/år, men det for utløpsvannet var 211 g/år, dvs. en negativ differanse på 71 g/år. Med slammet ble det tatt ut 1966 g/år.

Ved Nes RA var de beregnede massestrømmene med vannet svært lave, transporten av kvikksølv med inn- og utløpsvannet var henholdsvis omlag 7 og 2 g/år. Årlig uttak med slam var imidlertid 125 g, noe som står i kontrast til de lave mengdene i innløpsvannet.

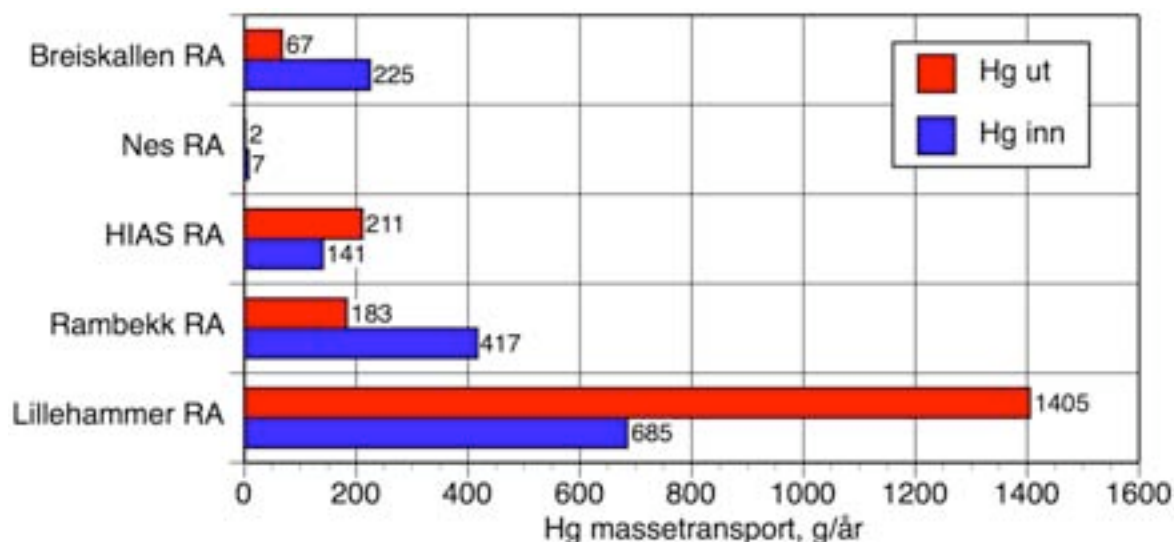
Ved Breiskallen RA, med kun tre prøvetakninger, var den beregnede transporten av kvikksølv med inn- og utløpsvannet henholdsvis omlag 225 og 67 g/år. Den årlige retensjonen blir beregnet til ca. 157 g/år, eller en renseeffekt på 70%. Uttaket med slam var beregnet til 245 g/år, noe som ikke er et urimelig estimat sett i forhold til beregnet årlig retensjon og det få antallet prøver.



Figur 34. Akkumulert mengde av kvikksølv transportert med innløps- og utløpsvannet ved fire av de undersøkte rensanleggene.

Tabell 37. Årlig mengde av kvikksølv i slam, innløps- og utløpsvann i de undersøkte rensanleggene. Mengden i slam er beregnet ut fra midlere konsentrasjoner og mengden slam produsert i 2006. Mengden i vann er beregnet ut fra integrerte massestrømmer (unntak: Breiskallen RA, midlere daglig massestrøm er benyttet). Retensjonen er differansen mellom mengden i innløps- og utløpsvann.

Anlegg	Slam, g/år	Vann, inn, g/år	Vann, ut, g/år	Retensjon g/år	Retensjon, % av mengde inn	% av total mengde ut
Lillehammer RA	1798	685	1405	-720	-105	75,2
Rambekk RA	3665	417	183	234	56	9,8
HIAS RA	1996	141	211	-71	-50	11,3
Nes RA	125	7,3	1,8	5,5	76	0,1
Breiskallen RA	245	225	67	157	70	3,6
Sum	7829	1474	1868	-394	-27	100



Figur 35. Årlig transport av kvikksølv med innløps- og utløpsvann i de undersøkte renseanleggene.

9.2 Kvikksølv – diskusjon av resultater

9.2.1 Tilførsler til Mjøsa

Total årlig mengde kvikksølv tilført Mjøsa fra de undersøkte renseanleggene var omlag 1,85 kg, hvorav Lillehammer RA var den viktigste kilden med en andel på 75 % eller ca 1,4 kg. Dersom analyseresultatet med en ekstremt høy konsentrasjon i utløpsvannet fra Lillehammer byttes ut med gjennomsnittet av de øvrige prøvene herfra, synker den beregnede årlige tilførselen fra dette anlegget til omlag 0,6 kg. De samlede bidragene synker da til 1,1 kg, men Lillehammer RA har fortsatt en betydelig andel på 55 %.

Vi har dessverre ikke målinger av kvikksølvkonsentrasjoner i elvene, men upubliserte data fra NIVA fra seks vannprøver fra Mjøsa, tatt i september 2006, indikerer et konsentrasjonsområde på 0,3-1 ng/l, med en middelkonsentrasjon på 0,5 ng/l. Antar vi denne konsentrasjonen for Lågen innebærer det en årlig tilførsel på nær 4 kg. Atmosfæriske avsetninger på innsjøoverflaten er også en viktig kilde, og et grovt estimat for 2004 er beregnet til 2 kg (Breivik et al. 2005). Summerer vi beregningene for disse hovedkildene vil tilførselen av kvikksølv til Mjøsa være ca. 8 kg per år, hvorav renseanleggenes bidrag og atmosfæriske avsetninger utgjør nær 25 % hver, mens Lågen bidrar med omlag 50 %.

9.2.2 Massebalanser og konsentrasjoner i renseanlegg

For kvikksølv var det for flere av renseanleggene et betydelig problem med massebalansen for kvikksølv. For alle anleggene var årlig mengde i slammet markert større enn retensjonen, også når det tas hensyn til mengdene som overføres med eksternt produsert slam. I tillegg var beregnet årlig mengde transportert med utløpsvannet vesentlig større enn mengden i innløpsvannet Lillehammer RA og HIAS RA. Dette kan tyde på at det har vært problemer med representativ prøvetaking av det innløpsvannet, hvor de automatiske prøvetakerne har hatt problemer med å fange partikkelbundet kvikksølv. Vi

ser da bort fra muligheten at kvikksølv tilføres anleggene via fellingskjemikalier etc. eller analysefeil.

Problemene med massebalansen var påfallende for de tre største anleggene. Ved Lillehammer RA var årlig mengde kvikksølv som ble gikk ut med utløpsvannet omlag det doble av mengden i innløpsvannet (ca. 1400 g vs. 700 g), og årlig mengde i slammet (ca. 1800 g) var også omlag 2,5 ganger høyere enn mengdene i innløpsvannet. Ved HIAS RA var årlig mengde i utløpsvannet omlag 1,5 ganger høyere enn mengden i innløpsvannet (ca. 210 g vs. 140 g) og årlig mengde i slammet (ca. 2000 g) var 14 ganger høyere enn årlig mengde i innløpsvannet. Ved Rambekk RA var mengdene i innløp større enn i utløp (ca 420 vs. 180 g), men mengdene i slammet (nær 730 g når mengdene fra Lillehammer RA trekkes fra) var nesten det doble av mengdene i innløpet.

I en studie av kvikksølv i som baserer seg på kommunenes innrapportering til KOSTRA og data i årsrapporter fra de største renselanleggene, er midlere innløpskonsentrasjon for kvikksølv i norsk avløpsvann beregnet til 180 ng/l (Storhaug og Bruås, 2004). Det blir her også anslått at midlere konsentrasjonene i rensed avløpsvann for biologisk-kjemiske eller kjemisk renselanlegg er omlag 50 ng/l. Midlere konsentrasjon i norsk avløpsslam ble beregnet til 0,8 mg/g tørrstoff.

Gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjonen i innløpsvannet i vår undersøkelse varierte mellom ca. 30–138 ng/l, noe som er mindre enn gjennomsnittsnivået på 180 ng/l som Storhaug og Bruås (2004) angir for norske anlegg. Lillehammer RA hadde den høyeste midlere konsentrasjonen med 138 ng/l, den nest høyeste var ved Rambekk RA med 106 ng/l, mens den ved de øvrige anleggene varierte mellom ca. 20–76 ng/l.

Ved Lillehammer RA var den midlere utløpskonsentrasjonen på ca. 290 ng/l markert høyere enn den angitte middelveiden på 50 ng/l for slike norske anlegg. For de øvrige anleggene varierte middelkonsentrasjonen mellom 15–39 ng/l, og lå således under det norske gjennomsnittet. Ekskluderes den særs høye maksimale konsentrasjonen av utløpsvannet ved Lillehammer RA (2388 ng/l), synker middelveiden fra 290 ng/l til 115 ng/l. Dette er fortsatt markert høyere enn middelet ved de øvrige anleggene og omlag det doble av hva som er antatt å være middelet ved sammenliknbare norske anlegg. Dette kan indikere at kvikksølvbelastningen inn til anlegget er forhøyet sammenliknet med de andre anleggene.

I vår undersøkelse var de gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjonene i avløpsslam fra de enkelte anleggene 0,42–1,23 mg/kg tørrvekt, hvilket betyr at de ikke atskiller seg fra de vanlig forekommende nivåer i andre norske anlegg. Det er noe påfallende at den midlere konsentrasjonen i slam fra Lillehammer på 1,05 mg/kg ikke avviker fra de andre anleggenes, når utløpskonsentrasjonen her er markert høyere. Dersom den reelle kvikksølvkonsentrasjonen inn til dette anlegget er større enn for de andre anleggene, så kan dette tyde på at kvikksølvet her er mer mobilt og i mindre grad fanges opp i slamfasen. Lillehammer RA hadde en markert høyere maksimal konsentrasjon og høyere variabilitet i slamkonsentrasjonene (0,31–3,98 mg/kg) enn de andre anleggene (0,36–1,74 ng), hvilket som kan tolkes som at kvikksølvsituasjonen her er noe avvikende.

10. Undersøkelse av avløps- og overvannsnett

10.1 Bromerte flammehemmere

I tillegg til prøvene fra rensanleggene ble det tatt vannprøver fra de kommunale overvannsnettene i Gjøvik, Hamar og Lillehammer (4 ganger i løpet av året). I Lillehammer ble det òg tatt vannprøver det kommunale avløpsnett for og etter tilkoplingspunktet for avløpsvannet fra Gudbrandsdalens Ullvarefabrikk, samt en vannprøve fra et basseng for avløpsvann fra fabrikk. Det ble også tatt sediment- eller slamprøver fra et par kummer i overløpsnett i Lillehammer, samt fra overløpskanalen som går under Strandtorget.

Konsentrasjonene av Σ PBDE i vannprøvene fra overvannsnett i byene var i området 5–15 ng/l, noe som er svakt forhøyet sammenliknet med de gjennomsnittlige nivåene i rensset avløpsvann fra rensanleggene (ca. 2–8 ng/l). Konsentrasjonene i disse prøvene ble dominert av den fullbromerte forbindelsen deka-BDE (ca. 50–90 %).

Konsentrasjonene av Σ HBCDD i overvannsprøvene varierte mellom 4,5–65 ng/l. Den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen var fra Hamar, og skyldes én prøve med markert forhøyede verdier (193 ng/l). Utover denne hadde alle enkeltprøvene konsentrasjoner i området 1–9 ng/l. Dette er noe høyere enn gjennomsnittlig konsentrasjonene i vannprøvene ut fra rensanleggene ved de samme byene (1–2 ng/l).

Sedimentprøver fra to overløpskummer i Lillehammer by hadde også forholdvis lave konsentrasjoner av bromerte flammehemmere, og nivåene var omtrent som de som kan finnes i overflatesedimentene i de deler av Mjøsa som ikke er påvirket av lokale tilførsler (Fjeld et al. 2006).

Prøvene fra kanalen under Strandtorget, Lillehammer, hadde svært høye konsentrasjoner av både PBDE og HBCD. I en prøve tatt nær utløpet av kanalen i 2006 var Σ PBDE 5000 ng/g tørrvekt, hvorav kongenerene som inngår i den kommersielle penta-BDE blandingen utgjorde 3940 ng/g. (79 %) og deka-BDE utgjorde 1045 ng/g (21 %). For Σ HBCDD var konsentrasjonen omlag 5900 ng/g, hvorav γ -isomeren utgjorde 86 %.

I forbindelse med slamsuging av kanalen ble det våren 2007 tatt tre nye sedimentprøver. En blandprøve av slammet som ble fjernet var konsentrasjon av Σ PBDE 5123 ng/g t.v. og for Σ HBCDD var den 518 ng/g. Det var forskjeller på konsentrasjonene i øvre og nedre del av kanalen: i nedre del av kanalen var konsentrasjonene av Σ PBDE og Σ HBCDD henholdsvis 4265 og 9361 ng/g, mens konsentrasjonene av Σ PBDE og Σ HBCDD i øvre del var henholdsvis 709 og 131 ng/g. I følge personen som tok prøvene inneholdt prøven fra øvre del mye sand og grus, men prøvene er ikke analysert for organisk innhold (glødetap) eller totalt organisk karbon. Vi har således ikke muligheten for å sammenlikne konsentrasjonene etter å ha normalisert for prøvens organiske innhold (justere for effekten av fortynnende mineralsk materiale).

Vi har ingen presis informasjon om de årlige vannmengdene som tilføres Mjøsa direkte fra overløpsnettene i byene, men skjønnsmessig er de trolig flere størrelsesordener lavere enn mengdene som går gjennom rensanleggene. Vi vurderer derfor tilførslene av bromerte

flammehemmere gjennom overvannsnettene til Mjøsa som ubetydelige sammenliknet med utslippene fra renseanleggene.

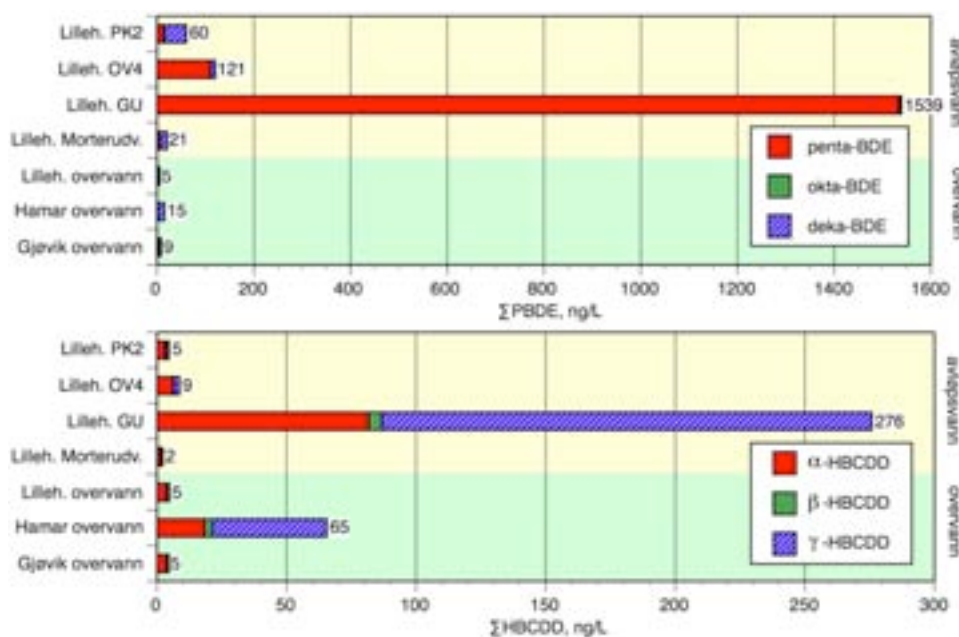
Vannprøvene fra avløpsnettene i Lillehammer viste at konsentrasjonene av isomerene som inngår i den kommersielle penta-BDE blandingen økte nedstrøms tilkoplingspunktet for Lillehammer Uldvarefabrik. I prøven fra Morterudveien (oppstrøms) var konsentrasjonen 5,7 ng/l, mens den i prøven fra prøvepunkt OV4 (nedstrøms) var omlag 110 ng/l. I avløpsbassenget ved bedriften var konsentrasjonen av de samme kongenerene 1533 ng/l, mens den i en prøve fra prøvepunktet PK2 var omlag 12,7 ng/l. Dette prøvepunktet mottar avløpsvann fra en nordre gren på avløpsnettene, og er upåvirket av avløpsvann fra bedriften. Dette konsentrasjonsmønsteret støtter hypotesen om at bedriften har vært hovedkilden for tilførselene av penta-BDE til det kommunale avløpsnettene i Lillehammer.

For deka-BDE kunne det ikke spores noe tilsvarende mønster, og konsentrasjonene ved prøvepunktene oppstrøms og nedstrøms bedriften var av omtrent lik størrelse (ca. 14 og 10 ng/l), men noe høyere enn i avløpsbassenget til bedriften (ca. 4 ng/l). Ved prøvepunkt PK2, som mottar avløpsvann fra en nordre gren på nettet, var konsentrasjonen høyere (45 ng/l). Vi kjenner ikke til noen spesifikke punktkilder for deka-BDE forurensning, men antar at det i første rekke er diffuse kilder.

For HBCDD var påvirkningen fra bedriften mindre tydelig: oppstrøms bedriften (Morterudveien) var konsentrasjonen 2,2 ng/l, i bedriftens avløpsbasseng var den nær 275,9 ng/l, men den nedstrøms bedriften (OV4) hadde økt moderat til 8,7 ng/l. Ved prøvepunkt PK2, som mottar avløpsvann fra en nordre gren på nettet, var konsentrasjonen 4,6 ng/l.

Tabell 38. Konsentrasjoner av flammehemmere i vann og sedimenter fra overvanns- og avløpsnettene i byer omkring Mjøsa. Konsentrasjonen i vann er gitt som ng/l, i sedimenter som ng/g tørrvekt. Gjennomsnittlige verdier er gitt hvor det er flere prøver fra en stasjon.

Stasjon	matriks	n	ΣPBDE	BDE penta-	BDE okta-	BDE deca-	ΣHBCD	α-HBCD	β-HBCD	γ-HBCD
Gjøvik	overløpsv.	4	8,68	3,35	0,98	4,36	4,51	3,54	0,28	0,70
Hamar	overløpsv.	4	14,89	0,90	0,63	13,36	65,44	18,25	3,01	44,18
Lillehammer	overløpsv.	4	5,39	1,33	0,37	3,69	4,74	3,54	0,25	0,96
Lilleh. Morterudv.	avløpsv.	2	20,81	5,70	0,80	14,32	2,23	1,39	0,42	0,42
Lilleh. GU	avløpsv.	2	1539	1533	1,37	4,09	275,9	81,6	5,12	189,1
Lilleh. OV4	avløpsv.	2	120,7	109,8	0,90	9,99	8,68	5,96	0,42	2,30
Lilleh. PK2	avløpsv.	2	60,48	12,68	2,79	45,00	4,62	2,96	0,57	1,09
Lilleh. overløp kum 2	sediment	1	3,90	0,90	0,28	2,72	1,39	0,82	0,10	0,47
Lilleh. overløp kum 3	sediment	1	5,15	2,17	0,45	2,53	0,68	0,44	0,03	0,21
Lilleh. Kanalen, øvre	sediment	1	709,1	632,5	4,06	72,56	131,1	19,73	1,56	109,8
Lilleh. Kanalen, nedre	sediment	1	4265	3478	20,43	766,8	9361	1049	324,4	7987
Lilleh. Kanalen, utløp	sediment	1	5000	3940	15,37	1045	5908	801,0	33,40	5074
Lilleh. Kanalen, blandpr.	sediment	1	5123	4586	19,32	518	264,4	39,82	18,81	205,8



Figur 36. Konsentrasjonen av flammehemmere i vann fra overvanns- og avløpsvannsnettet i byer omkring Mjøsa. (øvre figur: PBDE. nedre figur: HBCDD).

10.2 Andre organiske miljøgifter og kvikksølv

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av Σ PCB i overvannsprøvene varierte mellom ca. 2,4–33 ng/l og lå innenfor intervallet for gjennomsnittlige nivåene som ble funnet i rensset avløpsvann (ca. 0,4–36 ng/l). Konsentrasjonen av Σ PCB i slam fra to overløpskummer var forholdsvis lavt, og konsentrasjonene på ca. 2 ng/g tørrvekt er omtrent som i de minst forurensede overflatesedimentene i Mjøsa (Fjeld et al. 2006). Konsentrasjonene i avløpsvannet fra Lillehammer og i vannprøven fra Gudbrandsdalen Ullvarefabrikk var i området 9,7–115 ng/l, det vil si noe høyere enn de gjennomsnittlige konsentrasjoner av Σ PCB i innløpsvannet til rensanleggene (ca. 4–98 ng/l). Prøven fra kanalen under Strandtorget, Lillehammer, var ikke analysert for PCB.

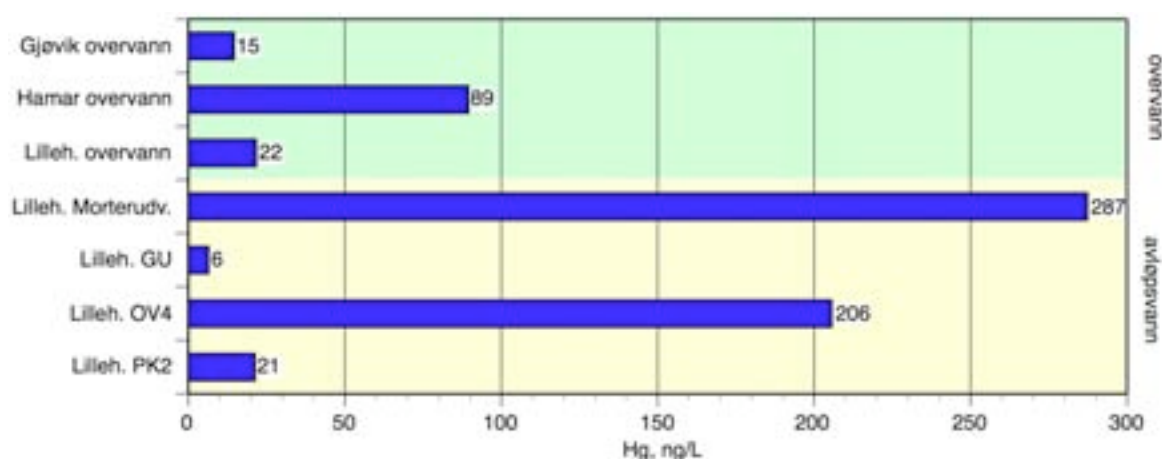
De gjennomsnittlige konsentrasjonene av kortkjedede klorerte parafiner (SCCP) i overvannsprøvene varierte mellom 83–171 ng/l, mens de for mellomkjedede (MCCP) varierte mellom 15–65 ng/l. Dette er noe omlag likt eller noe høyere enn de gjennomsnittlige nivåene som ble påvist i rensset avløpsvann (SCCP: 24–67 ng/l, MCCP: 10–32 ng/l). Konsentrasjonene i slam fra de to overløpskummerne i Lillehammer varierte mellom omlag 46–120 ng/g tørrvekt for både SCCP og MCCP, og slike nivåer – og høyere – kan finnes i strandnære sedimenter utenfor byområdene i Mjøsa (Fjeld et al. 2006). Gjennomsnittlige konsentrasjoner i avløpsvannet fra Lillehammer og i vannprøven fra Gudbrandsdalen Uldvarefabrik AS var for SCCP omlag 100–230 ng/l, og for MCCP 305–450 ng/l. Dette er omlag som de gjennomsnittlige konsentrasjoner i innløpsvannet til rensanleggene, unntatt for Nes RA hvor en betydelig lokal kilde bidrar. Konsentrasjonen av SCCP og MCCP i prøven fra kanalen under Strandtorget, Lillehammer, var henholdsvis 3100 og 890 ng/g tørrstoff. Dette er nivåer som ikke var uvanlige for kloakkslam fra rensanleggene.

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av bisfenol A i overløps- og avløpsvann varierte mellom omlag 100–300 ng/l, noe som tilsvarer de gjennomsnittlige verdiene i renset avløpsvann fra rensanleggene. Konsentrasjonen i sediment fra overvannskummene og i prøven fra kanalen under strandtorget var i området 20–80 ng/g tørrvekt, og tilsvarende nivåer kan finnes i sedimenter nær stranden utenfor byområdene i Mjøsa (Fjeld et al. 2006).

De gjennomsnittlige konsentrasjonene av kvikksølv i overløps- og avløpsvann varierte mellom omlag 15–290 ng/l, og de atskilte seg således ikke fra de nivåene som ble funnet i urensset innløpsvann til rensanleggene. Prøven fra Gudbrandsdalens Ullvarefabrikk var imidlertid lavere med en konsentrasjon på 6,4 ng/l. Konsentrasjonene i sediment fra overvannskummene og i prøven fra kanalen under Strandtorget var i området 90–134 ng/g tørrvekt, noe som tilsvarer nivåene i de minst forurensede overflatesedimentene i Mjøsa (Fjeld et al. 2006).

Tabell 39. Konsentrasjoner av klorerte parafiner (S/MCCP), bisfenol A (BPA), PCB og kvikksølv (Hg) i vann og sedimenter fra overvanns- og avløpsnett i byer omkring Mjøsa. Konsentrasjonen i vann er gitt som ng/l, i sedimenter som ng/g tørrvekt. Gjennomsnittlige verdier er gitt hvor det er flere prøver fra en stasjon.

Stasjon	matriks	n	SCCP	MCCP	BPA	∑PCB7	∑PCB	Hg
Gjøvik	overløpsvann	4	171	35	296,0	2,38	4,47	14,5
Hamar	overløpsvann	4	94	61	217,0	33,15	50,06	89,4
Lillehammer	overløpsvann	4	83	15	180,5	5,51	8,63	21,6
Lilleh. Morterudv.	avløpsvann	2	107	559	301,0	62,06	114,97	287,3
Lilleh. GU	avløpsvann	2	200	305	117,5	23,55	64,77	6,4
Lilleh. OV4	avløpsvann	2	103	975	103,5	7,42	53,64	205,5
Lilleh. PK2	avløpsvann	2	226,0	450,0	108,0	3,39	9,69	21,2
Lilleh. overløp kum 2	sediment	1	46,00	78,00	81,0	0,78	1,61	103
Lilleh. overløp kum 3	sediment	1	120,0	98,00	20,0	1,08	2,30	90
Lilleh. Kanalen, utløp	sediment	1	3100	890,0	25,0			134



Figur 37. Konsentrasjonen av kvikksølv i vann fra overvanns- og avløpsvannsnettet i byer omkring Mjøsa.

11. Referanser

- Bayen S, Obbard JP, Thomas GO. 2006. Chlorinated paraffins: a review of analysis and environmental occurrence. *Environ Int.* 32:915-929.
- Bergh, A.K., and Peoples, R.S. 1977. Distribution of polychlorinated biphenyls in a municipal wastewater treatment plant and environs. *Sci. Total Environ.* 8: 197–204.
- Bezares-Cruz J., Jafvert C.T., and Hua I. 2004 Solar photodecomposition of decabromodiphenyl ether: products and quantum yield. *Environ. Sci. Technol.* 38:4149-4156
- Castells P, Santos FJ, Galceran MT. 2004. Solid-phase extraction versus solid-phase microextraction for the determination of chlorinated paraffins in water using gas chromatography-negative chemical ionisation mass spectrometry. *J. Chromatogr. A.* 1025:157-162.
- Christiansen, L.B, Winther-Nielsen, M. and Helweg, C. 2002. The effect of estrogenic compounds and their fate in sewage treatment plants and nature. Danish Environmental Protection Agency. Environmental Project No. 729. 184 pp.
- ECB. 2003. European Union Risk Assessment Report. bisphenol A. European Commission – Joint Research Centre. Institute for Health and Consumer Protection. European Chemicals Bureau (ECB). 287 pp.
- ECB. 2000. European Union Risk Assessment Report. Alkanes, C10-13, chloro. European Commission – Joint Research Centre. Institute for Health and Consumer Protection. European Chemicals Bureau (ECB). 161 pp.
- Eriksen, H, Quenild, T., Skurdal, J. og Fjeld, E. 1991. Kvikksølv i aure, lake og krøkle fra Mjøsa 1982–84. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernveddelingen. rapport 16/91 25 s. + vedlegg
- Euro Chlor. 2005. <http://www.eurochlor.org/properties> (sist aksessert: 20.05.2007)
- Fjeld, E., Øxnevad, S., Følsvik, N, og Bevik, E.M. 1999. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA, Rapport 4072-1999. 28 s. + vedlegg.
- Fjeld, E. Schlabach, M., Berge J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A. og Gundersen, H. 2004a. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter—bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2006/2004. 117 s.
- Fjeld, E. Schlabach, M., Rognerud, S. og Källberg, G. 2004. Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004b. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2051/2004. 27 s.

- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C., Borgen, A. og Gundersen, H. 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2096/2005. 97 s.
- de Wit. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46: 283–624.
- Davis JW, Gonsior SJ, Markham DA, Friederich U, Hunziker RW, Ariano JM. 2006. Biodegradation and product identification of [14C]hexabromocyclododecane in wastewater sludge and freshwater aquatic sediment. *Environ Sci Technol.* 40: 5395-5401.
- Gerecke AC, Giger W, Hartmann PC, Heeb NV, Kohler HP, Schmid P, Zennegg M, Kohler M. 2006. Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere* 64: 311-317.
- Heath E, Brown WA, Jensen SR, Bratty MP. 2006. Biodegradation of chlorinated alkanes and their commercial mixtures by *Pseudomonas* sp. strain 273. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 33: 197-207.
- Iino F, Takasuga T, Senthilkumar K, Nakamura N, Nakanishi J. 2005. Risk assessment of short-chain chlorinated paraffins in Japan based on the first market basket study and species sensitivity distributions. *Environ. Sci. Technol.* 39: 859-866.
- IJC (International Joint Commission). 2003. Priorities 2001-2003. Priority and Progress under the Great Lakes Water Quality Agreement. <http://www.ijc.org/php/publications/pdf/ID1541.pdf>
- Järnberg, U., Friden, U., Haglund, M, Johnsson, C., and Nilsson, M.-L. 2005. Screening av klorparaffiner i den Svenska miljön. Rapport till Miljöövervakningsenheten. ITM, Stockholms Universitet. 14 pp.
- Kjellberg, G. og Løvik, J.L. 2000. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Espern. Rapport fra undersøkelsen i 1999. NIVA rapport 4167-2000. 38 s.
- Law K, Halldorson T, Danell R, Stern G, Gewurtz S, Alae M, Marvin C, Whittle M, Tomy G. 2006. Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. *Environ. Toxicol. Chem.* 25: 2177-2186.
- Nedland, K.T. and Paulsud, B. 2006. Screeningundersøkelse av metaller og organiske forurensninger i slam fra fire norske rensanlegg. Aquateam rapport 06-031. 32 pp.
- Nicholls, C.R., C.R. Allchin and R.J. Law. 2001. Levels of short and medium chain length polychlorinated n-alkanes in environmental samples from selected industrial areas in England and Wales. *Environ. Pollut.* 114: 415–430.
- Muir, D.C.G., Bennie, D., Teixeira, C., Fisk, A.T., Tomy, G.T., Stern, G.A., and Whittle, M., 2000. Short chain chlorinated paraffins: Are they persistent and bioaccumulative? In: Persistent, bioaccumulative and toxic substances, eds R. Lipnick, B. Jansson, D. Mackay

and M. Petreas, Vol 2, ACS Books, Washington, D.C., pp. 184-202.

Peled, M., Scharia, R., and Sondack, D. 1995. Thermal rearrangement of hexabromocyclododecane (HBCD). In: Desmurs, J.-R., Gérard, B., Goldstein, M. J., (Eds.) *Advances in Organobromine Chemistry II*. Elsevier, Amsterdam, pp. 92-99

Paulsrud, B., A. Wien and K. T. Nedland. 1997. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. SFT-rapport TA-1472.

Pettersen, A. og Fjeld, E. 2005. Miljøgifter i Drammensvassdraget, 2005. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT Rapport TA-2120/2005. 24 s. + vedlegg

Rayne, S. and M.G. Ikonomou. 2005. Polybrominated diphenyl ethers in a advanced wastewater treatment plant: Part 1. concentrations, patterns, and influence of treatment processes. *J. Environ. Engin. Sci.* 4: 353-367.

Rognerud, S. 1985. Kvikksølv i Mjøsas sedimenter. Arealfordeling og vertikalprofiler av antropogent kvikksølv. NIVA, Rapport 1710-1985. 47 s.

Sandlund, O.T. Nashoug, O., Norheim, G., Høie, R. og Kjellberg, G. 1981. Kvikksølv i fisk og evertebrater i Mjøsa og noen sjøer i Mjøsområdet, 1979–80. DVF Mjøsundersøkelsen, Rapport 4. 54 s. + bilag.

SFT. 2006. Forbudt stoff ved rensanlegg i Hedmark. Nyheter 08.11.06. http://www.sft.no/artikkel____39641.aspx?cid=35920 (sist aksessert: 15.05.2007)

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

Schlabach, M., Mariussen, E., Borgen, A., Dye, C., Enge, E.-K., Steinnes, E., Green, N. og Mohn, H. 2002. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner, Statlig program for forurensningsovervåkning, SFT rapport TA-1924/2002. 69 s.

Streets SS, Henderson SA, Stoner AD, Carlson DL, Simcik MF, and Swackhamer DL. 2006. Partitioning and bioaccumulation of PBDEs and PCBs in Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.* 40:7263-7269.

Sternbeck, J., Remberger, M., Kaj, L., Strömberg, K., Palm, A.P. and Brorström-Lundén, E. 2001. HBCD i Sverige - screening av ett bromerat flamskyddsmedel. IVL report 1434. 39 pp.

Tomy GT, Fisk AT, Westmore JB, Muir DC. 1998. Environmental chemistry and toxicology of polychlorinated n-alkanes. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 158: 53-128.
Snilsberg, P., Eggen, T., Fjeld, E. og Schlabach, M. 2005. Vurdering av bromerte flammehemmere til Mjøsa fra deponier, kommunale rensanlegg og elver. SFT rapport TA-2104/2005

Vogelsang C, Grung M, Jantsch TG, Tollefsen KE, Liltved H. 2006. Occurrence and removal of selected organic micropollutants at mechanical, chemical and advanced wastewater treatment plants in Norway. *Water Res.*40: 3559-3570.

vom Saal F.S. and Hughes C. 2005. An extensive new literature concerning low-dose effects of bisphenol A shows the need for a new risk assessment. *Environ Health Perspect.* 113: 926-933.

Voutsas D, Hartmann P, Schaffner C, Giger W. 2006. Benzotriazoles, alkylphenols and bisphenol A in municipal wastewaters and in the Glatt River, Switzerland. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 13: 333-341.

Vilanova R, Fernandez P, Martinez C, Grimalt JO. 2001. Organochlorine pollutants in remote mountain lake waters. *J Environ Qual.* 30:1286-1295.

Vedlegg

Kjemiske analysedata

Benevninger

stoffgruppe	avløpsvann/overvann	slam/sediment	vann, elver
PBDE	ng/l	ng/g tørrvekt	pg/l
HBCD	ng/l	ng/g tørrvekt	pg/l
PCB	ng/l	ng/g tørrvekt	pg/l
SCCP/MCCP	ng/l	ng/g tørrvekt	
bisfenol A	ng/l	ng/g tørrvekt	ng/l
kvikksølv	ng/l	µg/g tørrvekt	

NILU-ID	Lokalitet	Lok type	dato start	Prøvetype	Q m3/d	Hg	TBA	PBE-15	PBE-153	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49+71	BDE-77
06/414	Breiskallen RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, inn	4141	116.59	<0.05	<0.02	<0.01	0.07	1.87	0.03	0.08	<0.03
06/415	Breiskallen RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, ut	4141	5.33	<0.03	<0.01	<0.01	0.02	0.15	<0.02	0.02	<0.01
06/416	Breiskallen RA	Renseanlegg	20.03.06	RA slam		1.65	0.66	<0.01	<0.01	0.38	17.7	0.32	0.58	<0.02
06/1411	Breiskallen RA	Renseanlegg	23.10.06	RA vann, inn	13490	63.05	0.07	<0.01	<0.02	0.02	0.48	<0.01	0.02	<0.01
06/1412	Breiskallen RA	Renseanlegg	23.10.06	RA vann, ut	13490	31.32	0.05	<0.01	<0.03	<0.02	0.12	<0.02	<0.01	<0.01
06/1413	Breiskallen RA	Renseanlegg	23.10.06	RA slam		0.48	<0.02	<0.01	<0.06	0.34	16.7	<0.13	<0.12	<0.07
06/1541	Breiskallen RA	Renseanlegg	13.11.06	RA vann, inn	9728	52.88	0.01	<0.01	<0.02	0.02	0.29	<0.02	0.02	<0.01
06/1542	Breiskallen RA	Renseanlegg	13.11.06	RA vann, ut	9728	11.23	0.03	<0.01	<0.02	0.01	0.1	<0.02	0.02	<0.01
06/1543	Breiskallen RA	Renseanlegg	13.11.06	RA slam		0.45	<0.02	<0.01	<0.13	0.28	13.9	<0.18	0.49	<0.1
05/1682	HIAS RA	Renseanlegg	28.11.05	RA vann, inn	17693	37.09	<0.03	<0.01	<0.01	0.07	1.22	<0.01	0.08	<0.01
05/1683	HIAS RA	Renseanlegg	28.11.05	RA vann, ut	17693	69.96	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.31	<0.01	<0.01	<0.01
05/1684	HIAS RA	Renseanlegg	05.12.05	RA slam		1.24	<0.04	<0.01	<0.03	0.5	26.8	0.59	1.12	<0.03
06/405	HIAS RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, inn	14503	26.03	<0.04	<0.02	<0.1	0.12	4.85	0.14	0.21	<0.01
06/406	HIAS RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, ut	14503	13.93	<0.04	<0.01	<0.03	0.03	0.53	0.03	0.05	<0.01
06/509	HIAS RA	Renseanlegg	20.03.06	RA slam		1.65	<0.04	<0.01	0.04	0.47	24.9	0.69	1.1	<0.01
06/744	HIAS RA	Renseanlegg	05.06.06	RA vann, inn	19336	16.13	<0.08	<0.04	<0.14	0.15	4.19	0.09	0.18	<0.06
06/745	HIAS RA	Renseanlegg	05.06.06	RA vann, ut	19336	13.45	<0.03	<0.02	<0.04	0.04	0.36	<0.02	0.04	<0.01
06/806	HIAS RA	Renseanlegg	05.06.06	RA slam		1.15	<0.01	0.02	0.04	0.45	27.3	0.56	1.95	<0.03
06/1134	HIAS RA	Renseanlegg	04.09.06	RA vann, inn	18608	4.25	0.02	<0.01	<0.02	0.12	4.77	0.2	0.24	<0.01
06/1135	HIAS RA	Renseanlegg	04.09.06	RA vann, ut	18608	22.43	0.05	<0.01	<0.02	0.05	0.87	0.03	0.04	<0.01
06/1355	HIAS RA	Renseanlegg	09.10.06	RA vann, inn	20505	4.6	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	2.06	0.04	0.18	<0.01
06/1356	HIAS RA	Renseanlegg	09.10.06	RA vann, ut	20505	12	0.03	<0.01	<0.02	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	<0.01
06/1357	HIAS RA	Renseanlegg	09.10.06	RA slam		1.1	<0.02	<0.01	<0.1	0.44	21.5	0.42	0.91	<0.05
06/1398	HIAS RA	Renseanlegg	30.10.06	RA vann, inn	25528	50.2	<0.03	<0.01	<0.08	0.05	1.67	0.06	0.08	<0.02
06/1399	HIAS RA	Renseanlegg	30.10.06	RA vann, ut	25528	66.56	0.06	<0.01	<0.03	<0.03	0.11	<0.04	0.04	<0.02
06/1400	HIAS RA	Renseanlegg	30.10.06	RA slam		1.17	<0.02	<0.01	<0.48	0.47	24.2	0.53	1.29	<0.11
06/1703	HIAS RA	Renseanlegg	04.12.06	RA vann, inn	28006	2.01	<0.01	<0.01	<0.03	0.08	2.77	0.08	0.19	<0.01
06/1704	HIAS RA	Renseanlegg	04.12.06	RA vann, ut	28006	39.7	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.16	<0.01	0.02	<0.01
06/1705	HIAS RA	Renseanlegg	04.12.06	RA slam		1.06								
05/1526	Lillehammer RA	Renseanlegg	14.11.05	RA vann, inn	15978	51.49	<0.01	<0.01	<0.01	0.19	8.27	0.13	0.31	<0.01
05/1527	Lillehammer RA	Renseanlegg	14.11.05	RA vann, ut	15978	6.29	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	1.02	0.02	0.04	<0.01
05/1528	Lillehammer RA	Renseanlegg	14.11.05	RA slam		1.59	<0.13	<0.05	<0.16	6.08	327	7.06	10.8	<0.37
05/1725	Lillehammer RA	Renseanlegg	12.12.05	RA vann, inn	12862	105.3	<0.01	<0.01	<0.01	0.25	11	0.2	0.39	<0.01
05/1726	Lillehammer RA	Renseanlegg	12.12.05	RA vann, ut	12862	13.18	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	1.15	0.03	0.07	<0.01
05/1727	Lillehammer RA	Renseanlegg	12.12.05	RA slam		0.44	<0.02	<0.01	<0.01	6	320	<0.06	11.5	0.07
06/145	Lillehammer RA	Renseanlegg	09.01.06	RA vann, inn	11135	512.7	0.08	<0.01	<0.01	0.17	7.68	0.09	0.32	<0.01
06/146	Lillehammer RA	Renseanlegg	09.01.06	RA vann, ut	11135	174.9	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	1.13	<0.01	0.05	<0.01
06/147	Lillehammer RA	Renseanlegg	09.01.06	RA slam		0.58	<0.11	<0.04	<0.03	4.99	263	3.7	1.32	<0.05
06/295	Lillehammer RA	Renseanlegg	20.02.06	RA vann, inn	12548	280.5	<0.02	<0.01	<0.04	<0.02	1.75	<0.03	0.19	<0.01
06/296	Lillehammer RA	Renseanlegg	20.02.06	RA vann, ut	12548	605.9	<0.02	<0.01	<0.02	<0.02	1.4	<0.01	<0.01	<0.01
06/297	Lillehammer RA	Renseanlegg	20.02.06	RA slam		3.98	0.13	<0.01	<0.02	3.55	200	3.28	5.91	<0.08
06/397	Lillehammer RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, inn	11123	80.54	<0.05	<0.02	<0.05	0.32	14.2	0.46	0.72	0.02
06/398	Lillehammer RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, ut	11123	6.43	<0.02	0.05	0.19	0.09	1.82	0.12	0.18	0.08
06/399	Lillehammer RA	Renseanlegg	20.03.06	RA slam		1.59	0.2	<0.01	0.03	3.18	182	7.13	8.32	0.06
06/512	Lillehammer RA	Renseanlegg	17.04.06	RA vann, inn	30731	62.78	0.16	<0.01	<0.05	0.07	3.86	0.1	0.18	<0.02
06/513	Lillehammer RA	Renseanlegg	17.04.06	RA vann, ut	30731	19.09	0.09	<0.01	<0.02	0.03	0.77	0.03	0.04	<0.01
06/514	Lillehammer RA	Renseanlegg	17.04.06	RA slam		0.54	0.33	<0.01	<0.06	2.38	125	5.5	6.92	<0.07
06/645	Lillehammer RA	Renseanlegg	15.05.06	RA vann, inn	18065	17.1	<0.1	0.07	<0.08	0.19	6.22	0.13	0.34	0.05
06/646	Lillehammer RA	Renseanlegg	15.05.06	RA vann, ut	18065	30.5	<0.09	<0.03	<0.05	0.08	2.46	0.07	0.1	<0.02
06/647	Lillehammer RA	Renseanlegg	15.05.06	RA slam		1.13	<0.02	<0.01	<0.01	1.19	66.1	2.57	2.33	0.02
06/754	Lillehammer RA	Renseanlegg	12.06.06	RA vann, inn	11815	420	2.62	0.11	0.13	0.38	17.6	0.28	1.78	<0.03
06/755	Lillehammer RA	Renseanlegg	12.06.06	RA vann, ut	11815	9.5	<0.04	0.14	<0.06	0.17	2.14	<0.03	<0.05	<0.02
06/1066	Lillehammer RA	Renseanlegg	10.07.06	RA vann, inn	13491	48.96	<0.01	<0.01	0.02	0.18	7.22	0.11	0.36	<0.01
06/1067	Lillehammer RA	Renseanlegg	10.07.06	RA vann, ut	13491	48.29	0.07	<0.01	<0.01	0.06	2.46	0.25	0.12	<0.01
06/1068	Lillehammer RA	Renseanlegg	10.07.06	RA slam		0.54	0.01	<0.01	0.02	3.13	185	<0.03	6.83	<0.02
06/1192	Lillehammer RA	Renseanlegg	11.09.06	RA vann, inn	11876	8.14	<0.02	<0.01	<0.02	0.08	3.6	0.13	0.14	<0.01
06/1193	Lillehammer RA	Renseanlegg	11.09.06	RA vann, ut	11876	256	0.04	<0.01	<0.02	0.05	1.84	0.08	0.07	<0.01
06/1194	Lillehammer RA	Renseanlegg	11.09.06	RA slam		0.5	0.03	<0.01	0.02	3.66	227	8.88	16.4	<0.07
06/1312	Lillehammer RA	Renseanlegg	09.10.06	RA vann, inn	17647	49.63	<0.01	<0.01	0.01	0.13	6.72	0.14	0.3	<0.01
06/1313	Lillehammer RA	Renseanlegg	09.10.06	RA vann, ut	17647	73.24	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	1.39	0.1	0.05	<0.01
06/1314	Lillehammer RA	Renseanlegg	09.10.06	RA slam		0.59	<0.01	<0.01	<0.02	3.23	197	7.85	15.2	0.06
06/1408	Lillehammer RA	Renseanlegg	30.10.06	RA vann, inn	19615	6.43	<0.02	<0.01	<0.08	0.1	3.27	0.1	0.17	0.02
06/1409	Lillehammer RA	Renseanlegg	30.10.06	RA vann, ut	19615	2388	0.05	<0.01	<0.03	0.02	0.44	<0.03	0.03	<0.01
06/1410	Lillehammer RA	Renseanlegg	30.10.06	RA slam		0.78	<0.01	<0.01	<0.03	3.36	224	5.9	6.69	<0.06
06/1535	Lillehammer RA	Renseanlegg	13.11.06	RA vann, inn	21638	158.3	<0.01	<0.01	<0.02	0.04	1.87	<0.02	0.09	<0.01
06/1536	Lillehammer RA	Renseanlegg	13.11.06	RA vann, ut	21638	135.1	0.02	<0.01	<0.01	0.03	0.82	0.02	0.03	<0.01
06/1537	Lillehammer RA	Renseanlegg	13.11.06	RA slam		0.31	<0.02	<0.01	<0.14	2.18	135	3.83	4.59	<0.06
05/1625	Nes RA	Renseanlegg	05.12.05	RA vann, inn	492	79.17	<0.02	<0.01	<0.02	0.49	27	0.64	2.84	<0.03
05/1626	Nes RA	Renseanlegg	05.12.05	RA vann, ut	492	29.99	<0.03	<0.01	<0.01	<0.02	0.31	<0.01	<0.01	<0.01
06/407	Nes RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, inn	440	79.87	<0.04	<0.01	<0.03	0.22	9.79	0.28	0.41	<0.01
06/408	Nes RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, ut	440	3.31	0.07	<0.01	<0.01	0.02	0.2	<0.02	0.02	<0.01
06/409	Nes RA	Renseanlegg	20.03.06	RA slam		0.36	0.96	<0.01	<0.01	0.48	27	0.81	1.02	0.03
06/410	Nes RA	Renseanlegg	20.03.06	Bedrift vann, ut	33	50.62	<0.1	<0.03	<0.01	0.81	37.3	1.04	1.4	<0.04
06/907	Nes RA	Renseanlegg	10.07.06	RA vann, inn	433	5	<0.01	<0.01	<0.08	0.31	17.1	0.6	1.38	<0.02
06/908	Nes RA	Renseanlegg	10.07.06	RA vann, ut	433	6.2	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.3	0.09	<0.02	<0.01
06/909	Nes RA	Renseanlegg	10.07.06	RA slam		0.45	0.99	<0.01	0.03	0.54	33.3	0.59	1.9	<0.04
06/1205	Nes RA	Renseanlegg	18.09.06	RA vann, inn	413	2.11	<0.03	<0.01	<0.05	0.67	29.7	0.81	2.01	<0.07
06/1206	Nes RA	Renseanlegg	18.09.06	RA vann, ut	413	11.64	<0.02	<0.01	<0.01	0.01	0.16	<0.01	0.02	<0.01
06/1207	Nes RA	Renseanlegg	18.09.06	RA slam		0.42	<0.01	<0.01	<0.01	0.49	26	1	1.13	<0.01
06/1294	Nes RA	Renseanlegg	09.10.06	RA vann, inn	681	5.8	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	1.19	0.05	0.06	<0.01
06/1295	Nes RA	Renseanlegg	09.10.06	RA vann, ut	681	9.4	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.11	0.09	0.01	<0.01
06/1296	Nes RA	Renseanlegg	09.10.06	RA slam		0.5	0.28	<0.02	0.31	0.45	25.2	0.86	2.1	0.15
06/1401	Nes RA	Renseanlegg	30.10.06											

NILU-ID	Lokalitet	Lok type	dato start	Prøvetype	Q m3/d	Hg	TBA	PBE-15	PBE-153	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49+71	BDE-77
05/1529	Rambekk RA	Renseanlegg	14.11.05	RA vann, inn	9233	89.34	<0.01	<0.01	<0.01	0.07	2	0.03	0.08	<0.01
05/1530	Rambekk RA	Renseanlegg	14.11.05	RA vann, ut	9233	5.49	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.29	<0.01	0.01	<0.01
05/1531	Rambekk RA	Renseanlegg	14.11.05	RA slam		1.38	<0.06	<0.03	<0.08	4.52	298	5.12	49.3	<0.26
05/1734	Rambekk RA	Renseanlegg	12.12.05	RA vann, inn	7346	256.26	<0.04	<0.01	<0.01	<0.02	0.38	<0.01	<0.01	<0.01
05/1748	Rambekk RA	Renseanlegg	12.12.05	RA vann, ut	7346	10.95	<0.03	<0.01	<0.01	<0.02	0.49	<0.01	<0.01	<0.01
05/1749	Rambekk RA	Renseanlegg	12.12.05	RA slam		0.87	<0.08	<0.04	<0.05	4.26	277	6.73	21.1	<0.11
06/112	Rambekk RA	Renseanlegg	09.01.06	RA vann, inn	6149	219.7	<0.01	<0.01	<0.01	0.08	2.86	0.01	0.12	<0.01
06/113	Rambekk RA	Renseanlegg	09.01.06	RA vann, ut	6149	117.7	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.17	<0.01	0.02	<0.01
06/114	Rambekk RA	Renseanlegg	09.01.06	RA slam		1.219	<0.02	<0.01	0.25	4.4	272	3.62	16.4	<0.04
06/307	Rambekk RA	Renseanlegg	20.02.06	RA vann, inn	7818	190.1	<0.01	<0.01	<0.01	0.09	2.95	<0.01	0.15	<0.01
06/308	Rambekk RA	Renseanlegg	20.02.06	RA vann, ut	7818	24.67	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.24	<0.01	<0.01	<0.01
06/411	Rambekk RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, inn	6749	95.62	<0.04	<0.02	<0.01	0.1	2.74	5.14	0.13	<0.02
06/412	Rambekk RA	Renseanlegg	20.03.06	RA vann, ut	6749	10.06	0.14	<0.01	<0.01	<0.02	0.23	<0.02	<0.02	<0.01
06/413	Rambekk RA	Renseanlegg	20.03.06	RA slam		1.16	<0.03	<0.02	<0.01	2.85	152	<0.14	8.54	<0.07
06/520	Rambekk RA	Renseanlegg	17.04.06	RA vann, inn	39589	74.8	0.33	<0.06	<0.16	0.14	1.76	<0.07	0.1	<0.05
06/521	Rambekk RA	Renseanlegg	17.04.06	RA vann, ut	39589	40.52	0.13	<0.01	<0.03	0.06	1.29	<0.02	0.06	<0.01
06/522	Rambekk RA	Renseanlegg	17.04.06	RA slam		1.04	<0.03	<0.01	<0.04	2.54	140	4.85	6.53	0.05
06/751	Rambekk RA	Renseanlegg	12.06.06	RA vann, inn	9336	33.9	7.27	0.18	0.17	0.32	7.43	13.6	1.05	<0.03
06/752	Rambekk RA	Renseanlegg	12.06.06	RA vann, ut	9336	14.07	<0.02	<0.01	<0.03	<0.02	0.34	<0.01	0.15	<0.01
06/753	Rambekk RA	Renseanlegg	12.06.06	RA slam		0.93	<0.02	<0.01	0.07	4.65	257	8.35	25.6	<0.09
06/890	Rambekk RA	Renseanlegg	19.06.06	RA slam		1.05	<0.01	<0.01	0.04	2.39	163	4.5	8.51	<0.03
06/888	Rambekk RA	Renseanlegg	10.07.06	RA vann, inn	8209	15.3	<0.01	0.01	0.64	0.08	4.55	<0.02	0.18	<0.01
06/889	Rambekk RA	Renseanlegg	10.07.06	RA vann, ut	8209	8.3	<0.02	<0.01	<0.03	<0.01	0.12	<0.01	<0.01	<0.01
06/1189	Rambekk RA	Renseanlegg	11.09.06	RA vann, inn	9934	22.61	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.94	0.03	0.04	<0.01
06/1190	Rambekk RA	Renseanlegg	11.09.06	RA vann, ut	9934	28.98	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	0.11	<0.02	0.02	<0.01
06/1191	Rambekk RA	Renseanlegg	11.09.06	RA slam		0.93	<0.01	<0.01	0.02	2.86	161	5.66	6.73	0.06
06/1308	Rambekk RA	Renseanlegg	09.10.06	RA vann, inn	15511	99.64	<0.01	<0.01	<0.02	0.02	0.53	0.02	0.02	<0.01
06/1309	Rambekk RA	Renseanlegg	09.10.06	RA vann, ut	15511	44.03	<0.01	0.01	0.03	0.02	0.16	0.1	<0.01	0.02
06/1310	Rambekk RA	Renseanlegg	09.10.06	RA slam		0.75	<0.01	<0.01	0.02	1.95	125	3.51	8.32	<0.01
06/1414	Rambekk RA	Renseanlegg	30.10.06	RA vann, inn	18061	94.93	0.04	<0.01	<0.02	0.02	0.35	<0.02	0.03	<0.01
06/1415	Rambekk RA	Renseanlegg	30.10.06	RA vann, ut	18061	68.28	0.04	<0.01	<0.03	0.02	0.12	<0.03	<0.03	0.02
06/1416	Rambekk RA	Renseanlegg	30.10.06	RA slam		1.74	<0.02	0.04	<0.15	2.7	167	3.46	3.6	<0.14
06/1538	Rambekk RA	Renseanlegg	13.11.06	RA vann, inn	22463	75.33	<0.01	<0.01	<0.03	0.02	0.42	0.03	0.03	<0.01
06/1539	Rambekk RA	Renseanlegg	13.11.06	RA vann, ut	22463	92.57	0.05	<0.01	<0.05	<0.02	0.12	<0.03	<0.02	<0.02
06/1540	Rambekk RA	Renseanlegg	13.11.06	RA slam		0.72	<0.01	<0.01	<0.08	1.81	113	1.98	3	<0.08
06/518	Gjøvik overvann	Byområde	10.04.06	Vann, overløp		17.83	0.07	<0.01	<0.02	<0.02	0.12	<0.01	0.02	<0.01
06/797	Gjøvik overvann	Byområde	26.06.06	Vann, overløp		9.72	6.6	0.3	<0.01	0.17	11.1	<0.02	<0.02	<0.01
06/1054	Gjøvik overvann	Byområde	21.08.06	Vann, overløp		16.33	0.04	<0.01	<0.01	0.01	0.2	0.07	0.02	<0.01
06/1248	Gjøvik overvann	Byområde	02.10.06	Vann, overløp		14.12	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	0.11	<0.01	0.01	<0.01
06/519	Hamar overvann	Byområde	27.03.06	Vann, overløp		20.81	0.31	<0.01	<0.02	0.02	0.37	<0.02	0.03	<0.01
06/778	Hamar overvann	Byområde	26.06.06	Vann, overløp		304	0.08	0.02	0.25	0.05	0.98	0.1	<0.02	<0.01
06/1311	Hamar overvann	Byområde	16.10.06	Vann, overløp		28.98	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.08	0.15	<0.01	<0.01
07/45	Hamar overvann	Byområde	11.12.06	Vann, overløp		3.85	0.04	<0.01	<0.02	0.02	0.07	0.13	<0.01	<0.01
06/332	Lilleh. Strandtorget Kanalen, utløp	Byområde	13.03.06	Slam		1.34	<0.05	<0.02	<0.11	22.6	1468	31.7	29.3	0.12
06/515	Lilleh. overløp kum 2	Byområde	17.04.06	Slam		0.13	0.02	<0.01	<0.05	0.02	0.34	<0.02	<0.01	<0.01
06/516	Lilleh. overløp kum 3	Byområde	17.04.06	Slam		0.09	0.04	<0.01	<0.03	0.05	1.04	0.03	0.07	<0.01
06/1069	Lilleh. avløp Morterudveien	Byområde	21.08.06	Vann, avløp		485.05	0.1	<0.01	<0.06	0.09	2.86	0.09	0.15	<0.03
06/1070	Lilleh. GU	Byområde	21.08.06	Vann, avløp		2.84	<0.01	0.02	0.03	12.4	665	13.7	18.8	0.13
06/1071	Lilleh. OV4	Byområde	21.08.06	Vann, avløp		7.07	<0.01	<0.01	<0.01	0.24	17.9	<0.02	0.57	<0.01
06/1072	Lilleh. PK2	Byområde	21.08.06	Vann, avløp		11.6	<0.06	<0.02	<0.05	0.08	5.22	0.21	0.27	<0.02
06/1404	Lilleh. avløp Morterudveien	Byområde	30.10.06	Vann, avløp		89.5	0.04	<0.01	<0.01	0.04	1.22	0.03	0.05	<0.01
06/1405	Lilleh. GU	Byområde	30.10.06	Vann, avløp		9.9	0.13	<0.01	<0.02	10.3	562	16.7	18.7	0.16
06/1406	Lilleh. OV4	Byområde	30.10.06	Vann, avløp		404	0.01	<0.01	<0.02	0.87	59.6	1.21	1.5	<0.02
06/1407	Lilleh. PK2	Byområde	30.10.06	Vann, avløp		30.8	<0.01	<0.01	<0.02	0.1	4.07	0.45	0.29	<0.04
06/517	Lillehammer overvann	Byområde	17.04.06	Vann, overløp		4.63	<0.03	<0.01	<0.02	0.03	0.59	0.02	0.04	<0.01
06/1074	Lillehammer overvann	Byområde	28.08.06	Vann, overløp		47.63	<0.01	<0.01	0.02	0.03	0.62	0.13	0.04	<0.01
06/1204	Lillehammer overvann	Byområde	25.09.06	Vann, overløp		27.74	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.55	0.02	0.05	<0.01
06/1266	Lillehammer overvann	Byområde	09.10.06	Vann, overløp		6.33	<0.01	<0.01	0.02	0.02	0.31	0.02	0.03	0.01
07/766	Lilleh. Strandtorget Kanalen, øvre del	Byområde	13.04.07	Slam						1.32	146.03	2.25	4.51	<0.02
07/767	Lilleh. Strandtorget Kanalen, blandprøve	Byområde	13.04.07	Slam						20.08	1041	16.68	41.97	0.20
07/590	Lilleh. Strandtorget Kanalen, nedre del	Byområde	23.03.07	Slam						25.75	1105	17.85	45.04	0.24
07/66	Lågen	Elv	10.05.06	Vann			17.4	<0.04	<0.14	0.13	3.3	0.11	0.15	<0.03
07/67	Lågen	Elv	25.09.06	Vann			57.9	<0.04	<0.18	0.11	1.97	0.14	0.24	<0.03
07/68	Lågen	Elv	14.07.06	Vann			18	<0.04	<0.16	0.14	2.72	<0.07	0.17	<0.04
07/69	Lågen	Elv	21.12.06	Vann			21.9	0.04	<0.1	0.09	1.5	<0.03	0.09	<0.02
07/62	Hunnselva	Elv	10.05.06	Vann			54.4	<0.11	<0.24	<0.16	5.19	<0.2	0.28	<0.1
07/63	Hunnselva	Elv	14.07.06	Vann			70	<0.1	<0.62	0.29	9.88	0.46	0.73	<0.08
07/64	Hunnselva	Elv	25.09.06	Vann			53.4	<0.04	<0.04	0.25	7.76	0.2	0.59	<0.09
07/65	Hunnselva	Elv	21.12.06	Vann			58.9	<0.06	<0.74	0.3	5.24	0.49	0.9	<0.08
07/58	Svartelva	Elv	09.05.06	Vann			47.5	<0.53	<0.34	<1.07	44.2	<0.54	1.52	<0.26
07/59	Svartelva	Elv	13.07.06	Vann			9.63	0.1	<0.11	0.22	6.03	<0.13	0.25	<0.07
07/60	Svartelva	Elv	04.10.06	Vann			0.52	0.02	<0.03	0.06	1.01	0.04	0.07	<0.01
07/61	Svartelva	Elv	20.12.06	Vann			20.1	0.05	<0.04	0.1	4.13	0.11	0.35	<0.03

NILU-ID	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	SCCP	MCCP	BPA	TBBPA	a-HBCD	b-HBCD	g-HBCD	PeCB
06/414	0.05	2.3	0.4	<0.04	<0.29	0.33	0.15	0.18	<0.37	0.82	29.9	240	1550	140	2	1.01	<0.53	<1.15	0.1
06/415	<0.01	0.1	0.02	<0.01	<0.12	<0.11	<0.07	<0.07	<0.14	<0.24	0.6	20	20	136	1	<0.42	<0.32	<0.7	0.05
06/416	1.05	22	3.42	<0.07	0.16	2.56	1.42	1.1	1.11	9.98	445	1200	11500	1167	100	10.2	1.83	8.47	0.4
06/1411	0.01	0.5	0.07	<0.01	<0.07	<0.05	0.05	0.03	<0.17	0.72	8.83	104	16	40	<2	<0.97	<0.45	0.88	0.05
06/1412	<0.03	0.08	0.02	<0.02	<0.09	<0.07	<0.05	0.01	<0.22	<0.11	0.71	45	<4.5	46	<5	<1.15	<0.5	<0.56	0.06
06/1413	<0.13	20.1	2.5	<0.1	<0.33	1.95	1.3	0.76	<1.58	<1.09	91.4	27000	9400	217	11	7.09	<2.48	12.6	0.26
06/1541	<0.03	0.33	0.06	<0.02	<0.08	0.05	0.04	<0.03	<0.27	<0.4	2.42	5.3	8	155	15	<0.81	<0.39	<0.4	0.06
06/1542	<0.01	0.08	0.02	<0.01	<0.05	<0.04	<0.02	<0.03	<0.1	0.12	0.5	8.3	7.2	120	4	<0.96	<0.44	<0.46	0.03
06/1543	0.7	19.9	2.85	4.67	<0.22	2.1	1.58	0.76	<0.47	<0.92	161	5500	7800	404	14	5.5	0.22	7.12	0.19
05/1682	<0.01	1.26	0.23	<0.01	<0.03	<0.03	<0.02	<0.02	<0.1	<0.17	16.1	125	156	336	<1	<1.97	<1.44	<2.23	0.12
05/1683	<0.01	0.27	0.04	<0.01	<0.03	<0.03	<0.02	<0.01	<0.05	<0.1	3.09	46	15	32	1	<1.18	<1.36	<2.1	0.08
05/1684	<0.22	37.1	5.81	0.08	0.52	3.8	2.99	1.47	2.42	22	853	75	390	1648	11	<0.5	<0.51	<0.78	0.45
06/405	0.26	6	0.83	<0.02	<0.16	0.78	0.61	0.4	0.71	2.06	62.9	360	980	814	3	2.99	<0.78	4.54	0.34
06/406	0.02	0.45	0.08	<0.01	<0.08	0.1	<0.07	0.05	0.34	0.32	1.73	74	86	671	2	<1.26	<0.49	<1.11	0.14
06/509	1.52	32.8	5.45	<0.03	0.37	3.76	2.11	1.74	4.22	16.4	373	48	435	1283	2	<0.2	<0.21	<0.53	0.43
06/744	0.21	5	0.99	<0.06	<0.31	0.63	0.35	0.19	<0.64	2.71	79.1	360	900	747	<25	1.79	<0.76	0.66	0.24
06/745	<0.02	0.3	0.06	<0.02	<0.15	<0.15	<0.1	<0.06	<0.4	<0.59	1.45	65	13	124	<6	<0.44	<0.42	<0.59	0.26
06/806	1.59	36.3	5.46	<0.12	0.44	3.86	3	1.11	8.78	13.8	237	47	510	1768	2	<0.68	<0.43	<0.6	0.66
06/1134	0.23	4.69	0.88	<0.02	0.07	0.37	0.37	0.15	<0.34	2.06	45.2	440	610	496	<2	2.36	<1.33	0.72	0.19
06/1135	<0.01	0.37	0.08	<0.01	<0.04	<0.04	<0.03	<0.02	<0.22	<0.38	0.78	44	<2	174	<9	<1.38	<0.89	<1.23	0.07
06/1355	0.11	2.48	0.41	0.68	<0.03	0.26	0.19	0.12	<0.09	1.09	20.5	220	310	240	<2	<0.85	<0.44	<0.82	0.16
06/1356	<0.01	0.17	0.03	0.05	<0.06	<0.05	<0.03	0.02	<0.03	<0.04	0.44	24	<1	37	<7	<0.57	<0.23	<0.42	0.02
06/1357	1.01	27.4	4.58	<0.19	0.62	3.41	2.4	1.48	6.39	10.8	377	83	540	835	19	<0.73	<0.77	<1.41	0.3
06/1398	0.08	1.73	0.29	<0.02	<0.15	0.22	0.19	0.12	<0.37	0.7	12.8	250	94	290	<11	1.58	<0.42	1.32	0.17
06/1399	<0.03	0.09	<0.01	<0.02	<0.08	<0.07	<0.04	<0.04	<0.16	<0.19	0.59	79	64	43	<4	<0.48	<0.51	<0.49	0.12
06/1400	0.83	28.8	4.3	<0.28	<1.16	3.15	2.41	1.44	6.58	10.4	250	130	77	1044	18	<0.25	<0.36	<0.37	0.47
06/1703	0.2	3.44	0.68	<0.03	0.05	0.31	0.25	0.19	<0.15	<0.48	23	470	1000			2.19	<0.97	2.45	0.4
06/1704	<0.01	0.09	0.02	<0.01	<0.04	<0.03	<0.02	0.02	<0.09	<0.1	0.96	93	43			<1.05	<0.97	<0.59	0.03
06/1705												66	2500			<0.68	<0.95	<0.59	0.73
05/1526	0.3	9.27	1.39	0.12	0.06	0.62	0.41	0.18	<0.01	1.14	128	220	420	722	13	17.1	<1.95	<2.94	0.03
05/1527	<0.01	0.9	0.17	<0.01	<0.02	<0.01	0.03	<0.01	<0.03	<0.06	4.99	31	<3	61	3	<1.56	<1.45	<2.18	0.05
05/1528	15.5	330	62.5	<0.68	2.76	21.1	16.3	2.13	<0.9	7.17	611	800	4730	258	36	13	0.35	13.9	0.25
05/1725	0.53	13.8	2.13	<0.01	<0.06	1.19	0.7	0.25	<0.07	1.55	105	330	870	615	1	10.9	<0.97	90.4	0.13
05/1726	0.05	1.02	0.18	<0.01	<0.01	0.07	0.05	<0.01	<0.02	0.34	18.4	118	80	73	1	<1.5	<1.39	<2.15	0.16
05/1727	<0.18	320	50.9	1.66	2.87	20.8	17.4	1.54	<0.64	9.23	643	1030	6990	204	21	12.3	0.61	4.14	0.22
06/145	0.37	8.42	1.45	<0.01	<0.04	0.57	0.5	0.18	<0.05	0.77	33	1400	1000		<2	6.23	0.59	0.6	0.16
06/146	0.06	1.22	0.2	0.01	<0.02	0.11	0.08	0.02	0.28	<0.06	3.58	53	<27	37	<42	0.57	<0.12	0.4	0.38
06/147	8.48	245	38.9	11.3	2.28	13.9	10.3	1.11	3.58	9.81	296	1040	4100	131	16	11.4	0.14	14.9	0.17
06/295	<0.02	2.38	0.4	<0.02	<0.09	<0.09	<0.07	<0.03	<0.06	1.25	18.5	146	<5	258	2	1.41	0.65	1.07	10.39
06/296	<0.02	1.25	0.23	<0.01	<0.05	<0.05	<0.04	<0.01	<0.06	0.67	10.8	88	<2	98		<0.43	<0.23	0.42	0.05
06/297	<0.37	209	33.6	2.72	2.86	15.1	10.1	1.18	0.39	5.09	259	970	4900	202	10	15.8	2.94	42.1	0.26
06/397	0.73	15.6	1.74	0.07	0.2	1.51	1.67	0.53	0.57	2.52	85.5	330	1050	77	<3	9.21	<0.5	4.98	0.39
06/398	0.23	1.78	0.35	0.09	0.16	0.27	0.22	0.23	4.12	3	3.67	62	14	65		<1.09	<0.49	<1.11	0.13
06/399	8.45	186	26	<0.23	1.6	10.7	1.4	1.25	0.67	2.43	213	770	5000	211	32	10.4	<0.67	8.7	0.25
06/512	0.25	4.96	0.77	0.02	<0.11	0.47	0.36	0.09	<0.3	<0.38	18	160	340	266	1	1.52	<0.6	2.82	0.09
06/513	0.03	0.61	0.1	<0.02	<0.07	0.06	0.04	<0.02	<0.19	<0.19	<0.4	45	5	202	1	<0.51	<0.3	<0.75	0.04
06/514	11.1	149	19.6	0.52	2.21	11.3	13.7	1.11	0.41	3.38	298	430	2700	133	14	11	3.73	13.7	0.28
06/645	0.4	7.14	1.13	<0.07	<0.17	0.65	0.51	0.18	0.35	0.9	24.7	260	410	264	1	4.85	<0.91	0.8	0.14
06/646	0.16	2.91	0.45	<0.04	<0.11	0.18	0.2	0.05	<0.11	0.11	1.4	170	40	136	1	<0.78	<0.54	<0.71	0.52
06/647	3.48	62.4	8.3	<0.06	0.68	4.33	4.35	0.58	0.25	1.25	56.8	310	710	203	9	2.19	0.06	1.67	0.22
06/754	1.06	21.2	3.04	<0.05	0.29	1.8	1.39	0.66	<0.35	<0.28	54.3	340	690	239	<9	5.78	0.39	1.1	0.26
06/755	<0.04	2.19	0.43	0.72	<0.09	0.28	0.25	<0.05	<0.22	<0.22	2.17	57	<3	614	8	<1.27	<0.73	<1.04	0.23
06/1066	0.34	7.34	1.04	0.05	0.07	0.55	0.47	0.16	<0.05	1.76	49.6	70	400	1107	<9	4.77	0.81	0.18	0.23
06/1067	0.09	2.18	0.39	0.63	<0.03	0.14	0.12	<0.02	<0.03	<0.04	0.66	110	<7	85	<5	<1.41	<0.77	<1.1	0.11
06/1068	<0.19	189	35.5	<0.15	1.85	6.08	12.8	0.82	<0.1	6.23	173	1300	3000		17	4.93	0.15	3.83	0.21
06/1192	0.17	3.98	0.65	0.03	<0.06	0.3	0.26	0.08	<0.17	1.38	34.5	120	47	449	1	1.18	<0.52	0.3	0.09
06/1193	0.09	1.83	0.37	<0.02	<0.04	0.15	0.11	0.02	<0.25	<0.37	<0.56	49	<1	29	<3	0.71	0.72	0.38	0.04
06/1194	11.8	230	37.6	<0.31	1.77	13.5	14.6	0.93	0.85	4.62	263	1150	2000	122	8	7.39	1.2	7.82	0.21
06/1312	0.34	7.38	1.05	1.82	0.09	0.56	0.45	0.13	<0.15	1.38	23.1	140	170	22	<8	2.77	0.18	1.17	0.12
06/1313	<0.02	1.28	0.23	0.4	<0.03	0.09	0.07	<0.01	<0.1	<0.08	0.77	33	57	69	<7	<0.37	<0.15	<0.27	0.07
06/1314	9.89	199	30.3	<0.03	1.64	11.9	13.3	0.89	0.88	4.53	164	1300	1400	223	12	6.61	<0.66	3.86	0.18
06/1408	0.2	3.63	0.42	<0.02	0.12	0.44	0.32	<0.04	<0.33	0.48	13.2	180	350	147	<5	1.65	<0.94	1.4	0.02
06/1409	<0.03	0.28	0.03	<0.01	<0.07	<0.05	<0.03	<0.03	<0.09	<0.16	0.52	20	<19	25	<4	<0.53	<0.27	<0.31	0.02
06/1410	10.9	224	33.3	<0.24	1.64	13.7	9.77	<0.08	<0.93	<1.61	151	3800	2200	160	112	5.2	<0.92	3.63	0.22
06/1535	0.11																		

NILU-ID	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	SCCP	MCCP	BPA	TBBPA	a-HBCD	b-HBCD	g-HBCD	PeCB	
05/1529	0.11	2.44	0.4	<0.01	<0.02	0.31	0.14	0.16	<0.03	0.93	36.5	140	640	469	1	1.64	0.87	2.54	0.03	
05/1530	<0.01	0.17	0.04	<0.01	<0.02	<0.02	<0.01	<0.01	<0.04	<0.06	5.41	26	11	<6	2	<1.84	<1.25	<1.89	0.18	
05/1531	13.6	326	63.4	5.18	2.61	23.8	18.3	2.05	<0.69	10.7	847	660	7600	77	3	4.82	0.29	12.7	0.48	
05/1734	<0.01	0.3	0.07	<0.01	<0.03	<0.03	<0.02	<0.01	<0.1	<0.14	<0.39	100	96	706	1	<0.99	<0.62	<0.96	0.12	
05/1748	<0.01	0.43	0.08	<0.01	<0.05	<0.04	<0.02	<0.02	<0.06	<0.11	5.83	50	14	126	0	<1.06	<0.82	<1.27	0.14	
05/1749	13.3	291	49.5	<0.43	3.58	23.1	20.9	1.95	4.13	14.4	733	570	5600	78	2	4.55	<0.41	33.6	0.3	
06/112	0.15	3.75	0.6	<0.01	0.05	0.37	0.28	0.2	<0.04	1.45	61.8	560	1200	422	<1	1.86	0.24	3.31	0.11	
06/113	<0.01	0.1	0.03	<0.01	<0.03	<0.03	<0.02	<0.01	<0.05	<0.06	<0.18	120	<3	<19	0	0.54	<0.24	1.06	0.06	
06/114	<0.42	298	62.5	1.96	3.43	22.5	18.1	2.37	1.45	15.1	641	870	7300	649	2	2.7	<0.17	24.3	0.32	
06/307	0.19	3.53	0.59	<0.01	<0.03	0.36	0.27	0.23	0.45	1.67	90.1	100	590	640	3	1.74	<0.33	<0.45	0.18	
06/308	<0.01	0.19	0.03	<0.01	<0.03	<0.03	<0.02	<0.01	<0.07	<0.11	3.46	63	<2	<47	1	<3.87	<1.75	4.45	0.33	
06/411	0.35	4.93	0.78	<0.03	<0.21	0.87	0.51	0.18	<0.35	1.5	53.9	240	1260	165	2	1.84	<1.24	<2.69	0.14	
06/412	<0.02	0.2	0.04	<0.02	<0.25	<0.23	<0.14	<0.1	<0.24	<0.45	1.89	52	30	159	0	<0.41	<0.23	<0.5	0.05	
06/413	5.19	147	12.7	<1.2	1.56	11.8	8.8	1.26	0.85	4.76	370	530	11800	628	3	2.9	0.37	13.1	0.34	
06/520	0.05	1.63	0.29	<0.05	<0.37	0.29	<0.24	<0.14	<0.55	<0.87	46.6	260	590	196	<1	1.87	0.89	2.76	1.23	
06/521	0.06	1.42	0.24	<0.02	<0.12	0.24	0.08	0.13	<0.19	0.3	10.4	88	210	140	0	0.5	<0.26	<0.65	0.16	
06/522	8.96	142	22.2	0.41	1.37	10.7	8.08	1.6	1.01	7.97	387	560	5800	669	3	2.21	<0.7	8.47	0.42	
06/751	0.57	9.06	1.45	<0.03	0.35	1.12	0.81	0.42	<0.56	<0.91	74.4	380	1600	253	<5	4.14	0.99	10.2	0.24	
06/752	<0.02	0.25	0.07	<0.02	<0.07	0.06	0.03	0.07	<0.09	<0.11	1.02	35	10	15	<6	<1.05	<0.6	<0.85	0.12	
06/753	17.9	281	48.5	<0.21	3.43	14.1	22.2	3	4.95	<0.33	576	1200	11200	364	<4	2.09	<0.58	11.2	0.49	
06/890	9.35	173	24.7	<0.03	1.71	10.7	14.9	1.58	1.72	7.23	306	1100	9500	1132	<4	2.1	0.47	28.5	0.46	
06/888	0.13	3.8	0.9	<0.02	<0.21	0.82	0.48	0.19	0.31	1.81	28	230	410	242	<4	0.73	<0.67	0.36	10.27	
06/889	<0.01	0.06	0.01	<0.01	<0.06	<0.06	<0.04	<0.02	<0.12	<0.17	0.35	<6	<2	27	<3	<0.85	<0.43	<0.61	2.67	
06/1189	0.06	1.44	0.24	<0.01	<0.03	0.22	0.15	0.08	<0.24	0.41	2	180	86	823	4	1.5	<0.71	<0.98	0.07	
06/1190	<0.01	0.07	0.02	<0.01	<0.05	<0.04	<0.03	<0.02	<0.24	<0.36	<0.6	56	<1	53	<15	<0.35	<0.23	<0.31	0.04	
06/1191	9.15	162	29	0.49	1.28	11.4	8.92	1.53	4.14	20.4	316	1610	4700	286	10	34.4	1.82	5.51	0.37	
06/1308	0.03	0.54	0.08	0.14	<0.02	0.08	0.05	0.04	<0.03	0.22	2.27	46	170	92	<3	<0.76	<0.27	<0.5	0.08	
06/1309	<0.01	0.15	0.03	0.05	<0.01	0.04	0.02	0.03	0.18	0.35	3.03	20	<1	52	<14	<0.35	0.14	<0.24	0.06	
06/1310	6.1	125	20.4	<0.03	0.89	7.06	7.69	0.99	1.26	9.15	422	810	3100	289	6	4.74	<0.6	58.26	0.18	
06/1414	0.02	0.4	0.07	<0.02	<0.07	<0.06	<0.04	<0.02	<0.09	0.1	1.24	55	14	171	<9	<0.7	<0.36	<0.4	0.62	
06/1415	<0.03	0.06	0.02	<0.02	<0.07	<0.05	<0.04	<0.02	<0.1	<0.12	0.39	43	<4.4	52	<9	<0.51	<0.27	0.39	0.07	
06/1416	7.48	166	25	41.1	<0.47	9.17	6.47	0.72	<0.75	<0.5	328	7900	5200	286	<11	2	<0.46	5.4	0.3	
06/1538	<0.02	0.65	0.1	<0.01	<0.1	0.11	0.07	<0.05	<0.34	<0.4	2.16	54	39	422	7	<0.37	<0.29	<0.3	0.05	
06/1539	<0.05	0.11	<0.02	<0.03	<0.27	<0.2	<0.12	<0.1	<0.89	<1.04	<1.39	6.7	<10	184	<15	<0.45	<0.25	<0.26	0.1	
06/1540	2.2	113	16.8	27.6	<0.21	5.87	4.74	0.93	<0.65	9.82	176	7000	6300	203	5	3.27	<0.91	15.78	0.22	
06/518	<0.01	0.07	0.02	<0.01	<0.05	<0.04	<0.03	<0.02	<0.13	<0.12	0.33	49	15	464	1	<0.45	<0.29	<0.73	0.05	
06/797	0.04	0.59	0.21	<0.02	<0.04	0.03	0.03	0.03	0.32	2.72	3	250	42			7.03	0.41	1.38	2.64	
06/1054	<0.01	0.15	0.03	<0.01	<0.01	0.02	0.01	0.03	<0.01	0.19	4.9	280	52	276	<5	6.49	0.36	0.76	0.08	
06/1248	<0.01	0.11	0.02	<0.01	<0.03	<0.03	<0.02	0.02	0.04	0.41	9.19	106	29	148	1	<0.79	<0.41	<0.57	0.07	
06/519	0.02	0.35	0.07	<0.02	<0.03	<0.03	0.04	0.08	<0.3	0.87	48.6	220	160	38	<1	3.65	<0.28	<0.7	0.33	
06/778	0.02	0.26	0.19	<0.01	<0.04	0.2	0.09	0.04	0.43	0.47	2.7	65	<2	259	<8	50.8	8.79	132	1.67	
06/1311	<0.01	0.07	0.02	0.03	<0.02	<0.02	<0.01	0.02	<0.11	0.34	1.57	48	60	354	4	<0.59	<0.21	<0.38	0.01	
07/45	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.04	<0.04	<0.02	<0.01	<0.04	<0.07	0.55	43	21						0.08	
06/332	42.6	1979	97.4	13.5	19.5	147	88.8	2.89	<0.55	12.2	1045	3100	890	25	1	801	33.4	5074		
06/515	<0.04	0.32	0.05	<0.02	<0.1	<0.08	<0.05	<0.04	<0.15	<0.37	2.72	46	78	81	11	0.82	0.1	0.47	0.21	
06/516	<0.03	0.68	0.15	<0.02	<0.1	<0.08	<0.05	<0.04	<0.31	<0.55	2.53	120	98	20	0	0.44	0.03	0.21	0.15	
06/1069	0.08	2.67	0.53	0.86	<0.18	0.22	0.23	0.11	<0.07	0.88	19.4	210	<36	514	1	1.52	<0.59	<0.84	0.2	
06/1070	36.1	861	88.3	2.66	6.16	45.8	34.2	8.84	0.51	0.68	6.38	170	300	88	<22	100	1.21	238	0.2	
06/1071	1.25	26.5	3.28	5.2	0.29	2.07	1.68	0.16	0.25	0.91	14.9	180	250	91	<6	4.4	<0.94	<1.33	0.11	
06/1072	0.34	6.33	1.15	<0.05	<0.12	0.64	0.42	0.24	1.14	2.48	43.6	390	490	60	<2	3.84	0.67	1.34	0.11	
06/1404	0.08	1.56	0.25	<0.02	<0.05	0.14	0.1	0.11	<0.07	0.42	9.23	<7.3	1100	88	<5	<2.52	<1.08	0.42	0.07	
06/1405	27	535	53.5	1.67	4.33	26.9	26.3	0.46	<0.1	0.2	1.79	230	310	147	<45	63.25	90.3	140.24	0.78	
06/1406	4.15	71.8	10.3	0.23	0.7	5.63	4.69	0.25	<0.17	<0.3	5.08	26	1700	116	<3	7.51	0.37	3.94	0.08	
06/1407	0.27	4	0.49	<0.02	<0.06	0.37	0.51	0.26	<0.25	1.34	46.4	62	410	156	<7	2.08	<0.92	0.84	0.1	
06/517	0.03	0.58	0.13	<0.01	<0.04	<0.04	0.05	<0.02	<0.2	<0.24	2.41	66	30	24	0	3.01	<0.19	1.37	0.06	
06/1074	<0.01	0.51	0.11	<0.01	<0.03	0.06	<0.02	0.04	<0.1	0.44	7.34	100	<11	78	<4	5.18	0.47	0.97	0.14	
06/1204	0.01	0.48	0.11	<0.01	<0.03	0.05	0.03	0.02	<0.12	0.25	2.22	110	12	250	2	2.02	<0.45	0.46	0.07	
06/1266	0.02	0.31	0.07	<0.01	0.02	0.04	0.05	0.02	0.17	0.2	2.8	56	11	370	2	3.93	0.19	1.02	0.06	
07/766	5.33	430.48	14.42	0.28	2.07	16.92	8.86	0.65	<0.38	3.22	72.56					19.73	1.56	109.81		
07/767	35.39	3160	86.79	1.84	15.00	116.17	51.71	2.16	<0.25	17.04	517.68					39.82	18.81	205.77		
07/590	42.38	1976	104.60	2.11	12.07	90.80	55.85	2.29	0.90	17.24	766.77					1049	324	7987		
07/66	0.11	3.66	0.56	<0.05	<0.52	0.54	0.33	0.75	<0.32	4.67	81.3				3.48	<0.05	2.9358	<1.475	0.7249	6.09
07/67	<0.09	1.66	0.22	<0.06	<0.45	0.49	<0.24	0.32	<4.11	29.1	28.7				2.58	<0.65	1.3483	<1.395	0.511	4.77
07/68	<0.14	2.86	0.44	<0.09	<0.75	<0.63	<0.35	0.41	<0.5	6.19	59.5				1.55	<0.18	1.8095	1.025	1.107	6.35</

NILU-ID	HCB	PCB-18	PCB-28	PCB-31	PCB-33	PCB-37	Sum-TriCB	PCB-47	PCB-52	PCB-66	PCB-74	Sum-TetCB	PCB-99	PCB-101	PCB-105	PCB-114	PCB-118	PCB-122
06/414	0.13	0.14	0.21	0.17	0.14	0.05	0.77	0.26	0.25	0.15	0.08	1.61	0.14	0.47	0.14	0.01	0.39	0.01
06/415	0.06	0.05	0.07	0.05	0.03	0.02	0.2	0.03	0.07	0.02	0.01	0.55	0.02	0.06	0.01	0.01	0.04	0.01
06/416	1.31	3.21	3.42	3.22	2.06	0.71	18.29	1.18	2.5	1	0.61	11.31	0.72	3.27	0.67	0.07	1.95	0.02
06/1411	0.12	0.08	0.08	0.07	0.03	0.02	0.39	0.1	0.1	0.05	0.03	0.5	0.04	0.12	0.03	0.01	0.08	0.01
06/1412	0.09	0.05	0.05	0.03	0.02	0.01	0.19	0.06	0.04	0.02	0.01	0.61	0.03	0.07	0.02	0.01	0.06	0.01
06/1413	1.8	4.2	4.6	4.39	3.32	1.4	25.9	3	2.95	2.04	1.1	18.25	0.88	2.95	0.74	0.08	1.89	0.01
06/1541	0.09	0.05	0.07	0.05	0.05	0.02	0.22	0.05	0.05	0.03	0.02	0.51	0.04	0.07	0.02	0.01	0.07	0.01
06/1542	0.04	0.06	0.04	0.02	0.01	0.01	0.13	0.05	0.03	0.01	0.01	0.26	0.01	0.02	0.01	0.01	0.03	0.01
06/1543	1	1.86	2.19	2.01	1.44	0.51	11.32	0.69	1.93	0.77	0.48	8.45	0.7	2.35	0.58	0.03	1.57	0.01
05/1682	0.18	0.36	0.34	0.33	0.3	0.14	1.76	0.12	0.48	0.21	0.13	1.49	0.16	0.53	0.16	0.04	0.33	0.04
05/1683	0.06	0.13	0.09	0.08	0.06	0.04	0.36	0.04	0.12	0.05	0.03	0.34	0.04	0.16	0.04	0.04	0.04	0.04
05/1684	1.92	3.46	4.76	4.53	3.65	2.12	26.03	1.94	4.53	3.42	2.13	27.09	1.44	4.94	1.28	0.11	3.51	0.1
06/405	0.92	0.86	1.15	1.05	0.93	0.45	6.24	0.54	1.05	0.64	0.35	5.5	0.27	0.94	0.19	0.03	0.52	0.02
06/406	0.27	0.14	0.13	0.12	0.07	0.04	0.56	0.18	0.16	0.08	0.04	0.73	0.04	0.17	0.03	0.01	0.07	0.01
06/509	2.07	3.38	4.67	4.58	3.08	1.49	24.71	2.55	4.44	2.04	1.13	21.54	1.21	6.69	1.23	0.14	3.53	0.05
06/744	0.52	1.09	1.82	1.94	1.07	0.6	13.4	7.94	37.92	11.3	7.2	150.06	26.54	78.62	8.06	0.94	28.89	0.21
06/745	1.24	9.02	3.83	3.75	3.13	0.48	31.45	2.27	9.15	3.69	2.22	43.09	8.2	24.84	3.24	0.34	10.88	0.1
06/806	2.67	2.66	3.91	3.72	2.83	1.35	20.21	1.77	3.89	2.31	1.34	20.57	1.42	4.84	1.19	0.1	3.18	0.03
06/1134	0.94	1	1.15	1.05	0.83	0.34	6.1	0.54	1.34	0.66	0.39	6.09	0.66	1.31	0.43	0.04	1.41	0.01
06/1135	0.2	0.33	0.19	0.2	0.12	0.05	1.16	0.09	0.19	0.14	0.08	0.81	0.31	0.21	0.15	0.02	0.78	0.02
06/1355	0.25	0.35	0.43	0.39	0.31	0.14	2.23	0.16	0.44	0.22	0.13	2.09	0.15	0.39	0.1	0.01	0.27	0.01
06/1356	0.04	0.07	0.06	0.05	0.03	0.02	0.28	0.03	0.07	0.03	0.02	0.52	0.05	0.1	0.03	0.01	0.1	0.01
06/1357	1.96	2.68	3.29	3.2	2.18	0.87	16.3	1.07	3.13	1.29	0.77	13.64	1.25	4.03	1.1	0.08	2.71	0.02
06/1398	0.4	0.35	0.41	0.37	0.29	0.13	2.26	0.17	0.61	0.25	0.19	3.01	0.26	0.67	0.17	0.01	0.44	0.01
06/1399	0.17	0.13	0.13	0.13	0.09	0.02	0.75	0.09	0.31	0.09	0.06	1.07	0.07	0.22	0.03	0.01	0.09	0.01
06/1400	2.38	2.57	3.62	3.56	2.73	1.42	20.38	2.22	3.59	2.18	1.21	19.88	1.41	4.57	1.24	0.14	3.04	0.02
06/1703	0.99	0.5	0.56	0.53	0.41	0.15	3.12	0.3	0.48	0.19	0.12	2	0.17	0.48	0.12	<0.01	0.32	<0.01
06/1704	0.05	0.09	0.06	0.06	0.03	0.03	0.21	0.07	0.08	0.03	0.02	0.95	0.06	0.21	0.04	0.01	0.12	0.01
06/1705	2.87	2.28	3.2	3.07	2.3	1.18	17.06	1.46	3.76	1.88	1.1	17.02	1.44	4.59	1.27	0.12	3.14	<0.03
05/1526	0.31	0.35	0.55	0.46	0.34	0.11	1.87	2.76	0.78	0.34	0.2	7.48	0.25	1.08	0.14	0.07	0.41	0.07
05/1527	0.03	0.1	0.07	0.07	0.07	0.09	0	0.15	0.22	0.12	0.05	1.58	0.08	0.09	0.09	0.09	0.08	0.09
05/1528	1.38	1.42	1.95	1.69	1.01	0.53	9.34	0.97	2.13	1.21	0.73	10.53	0.94	2.86	0.67	0.07	1.92	0.02
05/1725	0.27	0.37	0.47	0.47	0.36	0.09	1.96	0.5	0.51	0.27	0.17	2.36	0.13	0.48	0.15	0.05	0.33	0.05
05/1726	0.15	0.15	0.15	0.16	0.15	0.04	0.77	0.12	0.3	0.1	0.07	1.12	0.07	0.31	0.03	0.03	0.12	0.03
05/1727	1.02	1.18	1.72	1.43	0.74	0.53	8.08	0.82	1.7	0.01	0.01	8.49	0.68	1.99	0.49	0.05	1.32	0.01
06/145	0.4	0.33	0.38	0.28	0.28	0.11	1.94	0.35	0.41	0.19	0.11	1.93	0.14	0.53	0.11	0.01	0.29	0.01
06/146	0.42	0.09	0.12	0.09	0.08	0.03	0.52	0.06	0.12	0.04	0.02	0.87	0.03	0.15	0.03	0.01	0.07	0.01
06/147	0.92	1	1.34	1.09	0.63	0.36	6.31	0.61	1.29	0.61	0.39	6.15	0.45	1.43	0.33	0.03	0.91	0.04
06/295	8.67	0.19	0.31	0.3	0.24	0.09	1.05	0.16	0.36	0.15	0.21	0.88	0.11	0.12	0.11	0.12	0.11	0.13
06/296	3.17	0.08	0.06	0.06	0.06	0.07	0.13	0.2	0.08	0.03	0.03	0.4	0.06	0.28	0.06	0.06	0.15	0.06
06/297	1.42	1.11	1.49	1.3	0.79	0.47	7.28	0.68	1.44	0.72	0.46	6.98	0.53	1.84	0.39	0.03	1.09	0.02
06/397	1.03	0.52	0.74	0.63	0.64	0.2	3.83	1.03	0.74	0.45	0.31	4.74	0.26	0.85	0.2	0.01	0.56	0.02
06/398	0.24	0.08	0.06	0.05	0.05	0.03	0.29	0.08	0.12	0.04	0.03	0.47	0.05	0.16	0.03	0.02	0.09	0.02
06/399	1.42	1.27	1.65	1.41	0.72	0.4	7.83	0.76	1.51	0.68	0.4	5.82	0.61	1.78	0.46	0.06	1.2	0.05
06/512	0.17	0.25	0.27	0.24	0.13	0.08	1.06	0.24	0.26	0.15	0.07	0.72	0.11	0.32	0.08	0.02	0.22	0.02
06/513	0.04	0.04	0.05	0.05	0.03	0.01	0.16	0.04	0.04	0.02	0.01	0.11	0.02	0.03	0.02	0.02	0.04	0.02
06/514	1.34	1.59	2	1.77	1.14	0.53	9.12	1.52	2.07	1.03	0.62	5.24	0.73	2	0.47	0.05	1.35	0.02
06/645	0.35	0.5	0.62	0.55	0.4	0.21	3.55	0.92	2.52	0.85	0.49	9.93	1.22	3.43	0.94	0.06	2.23	0.04
06/646	0.23	0.31	0.31	0.31	0.14	0.05	2.84	0.81	4.03	0.56	0.34	11.72	0.89	2.63	0.26	0.03	0.87	0.03
06/647	0.97	0.56	0.88	0.72	0.4	0.26	4.11	1.39	1.27	0.65	0.39	7.37	0.63	1.72	0.52	0.05	1.24	0.01
06/754	0.84	1.04	0.91	0.88	0.6	0.23	5.32	0.78	0.76	0.43	0.24	3.57	0.25	0.83	0.25	0.05	0.56	0.05
06/755	0.58	0.87	0.53	0.52	0.41	0.06	3.04	0.16	0.36	0.2	0.14	2	0.09	0.28	0.09	0.09	0.27	0.08
06/1066	0.7	0.67	0.6	0.56	0.39	0.16	2.93	0.64	0.49	0.5	0.32	3	1.06	0.46	0.45	0.05	1.97	0.02
06/1067	0.25	0.35	0.22	0.2	0.17	0.05	0.93	0.12	0.16	0.32	0.23	0.9	1.24	0.1	0.46	0.09	2.24	0.01
06/1068	1.19	1.23	1.48	1.44	0.78	0.47	7.69	0.7	1.37	0.77	0.51	6.36	1.25	1.63	0.64	0.07	2.83	0.01
06/1192	0.2	0.25	0.22	0.2	0.16	0.06	1.26	0.22	0.2	0.11	0.07	1.03	0.09	0.2	0.1	0.01	0.38	0.01
06/1193	0.07	0.04	0.04	0.03	0.02	0.01	0.13	0.02	0.03	0.02	0.01	0.13	0.06	0.03	0.06	0.01	0.27	0.01
06/1194	1.23	1.28	1.59	1.33	0.79	0.42	7.68	0.59	1.56	0.78	0.49	7.35	0.69	1.9	0.52	0.04	1.43	0.01
06/1312	0.35	0.29	0.34	0.3	0.23	0.09	1.7	0.3	0.32	0.18	0.1	1.72	0.16	0.39	0.11	0.01	0.29	0.01
06/1313	0.08	0.07	0.05	0.05	0.03	0.02	0.26	0.03	0.07	0.04	0.02	0.27	0.06	0.11	0.02	0.01	0.14	0.01
06/1314	1.24	1.46	1.74	1.53	0.91	0.36	8.05	0.6	1.5	0.86	0.4	6.73	0.53	1.65	0.41	0.03	1.12	0.01
06/1408	0.11	0.22	0.24	0.23	0.15	0.07	0.97	0.13	0.26	0.09	0.05	1.47	0.07	0.24	0.08	0.07	0.15	0.07
06/1409	0.04	0.05	0.02	0.02	0.02	0.03	0.14	0.01	0.02	0.01	0.01	0.81	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
06/1410	0.97	1.09	1.5	1.3	0.76	0.43	7.45	0.68	1.56	0.85	0.48	7.54	0.62	1.69	0.44	0.05	1.21	0.01
06/1535	0.09	0.16	0.15	0.14	0.11	0.03	0.72	0.11	0.13	0.09	0.04	0.86	0.04	0.18	0.03	0.01	0.15	0.01
06/1536	0.08	0.07	0.05	0.05	0.04	0.01	0.23	0.03	0.06	0.03	0.02	0.44	0.03	0.06	0.01	0.01	0.06	0.01
06/1537	0.76	1.03	1.26	1.09	0.57	0.34	6.24	0.43	1.3	0.48	0.14	5.33	0.47	1.42	0.35	0.03	0.95	0.01
05/1625	1.14	2.25	3.16	2.74	2.02	1.08	16.06	1.3	3.91	1.94	1.2	18.43	1.58	4.88	1.5	0.1	3.47	0.03
05/1626	0.12	0.07	0.07	0.07	0.06													

NILU-ID	HCB	PCB-18	PCB-28	PCB-31	PCB-33	PCB-37	Sum-TriCB	PCB-47	PCB-52	PCB-66	PCB-74	Sum-TetCB	PCB-99	PCB-101	PCB-105	PCB-114	PCB-118	PCB-122	
05/1529	0.25	0.31	0.38	0.32	0.37	0.13	1.38	0.19	0.5	0.16	0.14	2.62	0.15	0.62	0.15	0.04	0.38	0.04	
05/1530	0.2	0.15	0.16	0.15	0.06	0.07	0.46	0.04	0.26	0.04	0.04	1.29	0.05	0.25	0.05	0.05	0.2	0.05	
05/1531	1.99	2.86	4.02	3.57	2.11	1.19	19.48	1.53	3.62	2.06	1.18	20.26	1.59	4.8	1.32	0.12	3.33	0.03	
05/1734	0.12	0.13	0.15	0.12	0.12	0.04	0.57	0.08	0.24	0.06	0.04	0.65	0.06	0.27	0.04	0.03	0.09	0.03	
05/1748	0.14	0.07	0.07	0.07	0.07	0.02	0.3	0.05	0.15	0.06	0.03	0.5	0.05	0.23	0.04	0.01	0.13	0.01	
05/1749	1.24	1.67	2.42	2.09	1.27	0.77	11.78	1.08	2.48	1.37	0.82	12.25	0.92	2.88	0.72	0.07	1.89	0.02	
06/112	0.59	0.34	0.42	0.39	0.31	0.12	2.12	0.19	0.42	0.19	0.13	2.01	0.12	0.42	0.1	0.01	0.23	0.01	
06/113	0.07	0.04	0.05	0.05	0.03	0.02	0.18	0.03	0.09	0.03	0.01	0.73	0.03	0.16	0.02	0.01	0.06	0.01	
06/114	1.51	1.81	2.55	2.1	0.97	0.57	11.43	1.08	2.46	1.07	0.8	11.65	0.88	2.79	0.69	0.07	1.82	0.02	
06/307	0.51	0.43	0.54	0.52	0.4	0.12	2.54	0.49	0.53	0.24	0.12	2.09	0.14	0.52	0.02	0.02	0.26	0.02	
06/308	0.43	0.08	0.06	0.06	0.06	0.07		0.03	0.2	0.03	0.03	0.2	0.06	0.24	0.05	0.06	0.06	0.06	
06/411	0.32	0.36	0.47	0.39	0.31	0.15	1.53	0.45	0.39	0.25	0.11	2.17	0.14	0.45	0.09	0.02	0.26	0.02	
06/412	0.05	0.09	0.06	0.06	0.06	0.07	0.09	0.02	0.09	0.09	0.02	0.84	0.12	0.23	0.23	0.02	0.59	0.02	
06/413	1.63	1.96	2.6	2.33	1.23	0.6	12.5	1.09	2.13	0.91	0.49	9.45	0.75	2.42	0.57	0.06	1.57	0.03	
06/520	2.09	0.56	0.52	0.5	0.35	0.19	2.55	0.38	0.68	0.3	0.16	1.52	0.18	0.84	0.2	0.04	0.48	0.04	
06/521	0.27	0.23	0.33	0.27	0.1	0.11	1.34	0.15	0.36	0.2	0.11	0.83	0.13	0.52	0.11	0.03	0.32	0.03	
06/522	5.7	2.78	3.52	3.08	1.86	0.83	15.64	1.73	3.09	1.42	0.88	7.12	1.08	3.52	0.87	0.04	2.33	0.02	
06/751	0.78	1.04	1.15	0.93	0.67	0.3	5.19	0.4	0.93	0.45	0.3	3.98	0.37	1.1	0.26	0.05	0.73	0.05	
06/752	0.24	0.36	0.24	0.21	0.17	0.06	1.35	0.06	0.16	0.12	0.07	1.25	0.04	0.19	0.04	0.04	0.16	0.04	
06/753	2.83	3.55	4.46	4.26	2.87	1.33	23.19	1.73	4.58	2.31	0.01	22.57	1.39	4.38	1.25	0.11	3.28	0.04	
06/890	2.45	2.4	3.08	2.72	1.83	0.84	15.68	1.4	3.13	1.5	0.9	14.69	1.16	3.56	0.99	0.09	2.55	0.03	
06/888	14.74	0.99	1.15	0.96	0.78	0.32	5.83	0.66	0.84	2.01	1.41	7.96	10.1	0.91	9.34	1.05	37.98	0.01	
06/889	4.51	0.45	0.27	0.26	0.18	0.07	1.64	0.13	0.23	0.19	0.1	1.3	0.28	0.17	0.15	0.02	0.61	0.01	
06/1189	0.09	0.12	0.12	0.12	0.1	0.02	0.55	0.09	0.14	0.1	0.07	0.72	0.27	0.19	0.17	0.02	0.77	0.01	
06/1190	0.04	0.05	0.03	0.03	0.01	0.01	0.12	0.06	0.03	0.03	0.02	0.19	0.09	0.03	0.03	0.01	0.21	0.01	
06/1191	2.07	3.5	4.16	3.83	2.69	1.17	21.43	1.2	3.4	1.64	1.05	15.1	1.24	4.34	1.06	0.07	2.81	0.03	
06/1308	0.12	0.11	0.12	0.1	0.07	0.06	0.52	0.06	0.12	0.08	0.06	0.76	0.06	0.13	0.06	0.03	0.12	0.03	
06/1309	0.06	0.07	0.06	0.06	0.03	0.02	0.34	0.06	0.07	0.03	0.02	0.38	0.05	0.09	0.03	0.01	0.12	0.01	
06/1310	1.14	1.76	2.16	1.97	1.25	0.47	10.3	0.73	2.33	0.79	0.55	9.62	0.93	2.98	0.9	0.07	2.2	0.02	
06/1414	0.43	0.12	0.08	0.08	0.05	0.02	0.53	0.03	0.1	0.04	0.02	0.38	0.03	0.09	0.02	0.01	0.06	0.01	
06/1415	0.1	0.06	0.04	0.04	0.03	0.01	0.22	0.06	0.07	0.03	0.02	0.33	0.04	0.09	0.01	0.01	0.07	0.01	
06/1416	1.6	2.53	3.22	2.95	1.88	0.86	16.01	0.88	3	1.11	0.2	12.48	1.18	4.02	1	0.06	2.77	0.02	
06/1538	0.08	0.14	0.11	0.1	0.08	0.03	0.52	0.05	0.08	0.05	0.02	0.51	0.03	0.14	0.03	0.01	0.09	0.02	
06/1539	0.07	0.08	0.04	0.05	0.04	0.04	0.21	0.06	0.02	0.02	0.02	0.32	0.03	0.05	0.03	0.03	0.02	0.03	
06/1540	1.05	1.69	2.14	1.88	1.2	0.54	10.52	0.59	2	0.58	0.18	8.04	0.73	2.88	0.6	0.03	1.8	0.02	
06/518	0.12	0.05	0.05	0.04	0.02	0.01	0.19	0.01	0.04	0.03	0.01	0.06	0.01	0.05	0.01	0.01	0.03	0.01	
06/797	2.17	0.07	0.1	0.07	0.05	0.08	0.69	0.04	0.15	0.09	0.1	1.43	0.08	0.14	0.06	0.02	0.19	0.02	
06/1054	0.28	0.14	0.1	0.08	0.06	0.02	0.53	0.08	0.08	0.14	0.1	0.6	0.48	0.1	0.21	0.03	0.96	0.01	
06/1248	0.15	0.04	0.04	0.03	0.02	0.02	0.18	0.02	0.06	0.03	0.02	0.48	0.05	0.1	0.03	0.01	0.11	0.01	
06/519	8.24	0.04	0.08	0.07	0.05	0.03	0.27	0.05	0.24	0.1	0.04	0.43	0.07	0.61	0.14	0.01	0.36	0.02	
06/778	1.55	0.67	0.44	0.38	0.28	0.12	2.39	0.29	0.49	0.91	0.63	3.73	4.12	0.38	3.31	0.37	14.47	0.07	
06/1311	0.1	0.06	0.08	0.07	0.05	0.03	0.39	0.03	0.07	0.04	0.03	0.54	0.05	0.14	0.04	0.01	0.13	0.01	
07/45	0.08	0.04	0.03	0.03	0.02	<0.01	0.12	0.02	0.05	0.02	0.01	0.4	0.02	0.04	0.02	<0.01	0.06	<0.01	
06/332																			
06/515	1	0.09	0.12	0.1	0.08	0.04	0.46	0.07	0.13	0.06	0.03	0.29	0.04	0.15	0.03	0.01	0.09	0.01	
06/516	1.11	0.08	0.12	0.11	0.08	0.04	0.55	0.05	0.11	0.06	0.04	0.26	0.05	0.17	0.04	0.01	0.11	0.01	
06/1069	0.75	0.51	0.55	0.43	0.35	0.08	3.68	29.94	0.33	1.67	1.14	47.96	6.35	0.54	3.45	0.51	17.79	0.03	
06/1070	0.57	2.8	3.43	2.84	2.26	0.88	17.54	0.91	2.82	1.81	1.05	13.92	1.91	3.63	1.01	0.11	3.8	0.02	
06/1071	0.24	0.35	0.35	0.26	0.23	0.16	2.53	25.24	0.25	0.44	0.32	36.33	1.15	0.3	0.44	0.04	1.95	0.02	
06/1072	0.19	0.26	0.3	0.26	0.19	0.07	1.56	1.83	0.32	0.17	0.11	3.86	0.29	0.39	0.16	0.02	0.62	0.01	
06/1404	0.11	0.18	0.21	0.13	0.13	0.07	1.05	8.08	0.14	0.08	0.07	12.15	0.04	0.2	0.06	0.06	0.12	0.06	
06/1405	0.63	2.04	2.48	2.09	1.82	0.85	13.73	0.74	1.79	1.09	0.67	10.76	0.63	2.79	0.63	0.05	1.71	0.01	
06/1406	0.16	0.3	0.36	0.27	0.22	0.08	3.24	30.12	0.26	0.13	0.07	44.61	0.08	0.42	0.1	0.03	0.25	0.03	
06/1407	0.19	0.27	0.27	0.26	0.18	0.06	1.14	1.77	0.25	0.11	0.05	3.37	0.13	0.27	0.06	0.02	0.15	0.02	
06/517	0.13	0.06	0.05	0.04	0.02	0.02	0.22	0.02	0.06	0.01	0.01	0.08	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	
06/1074	0.6	0.29	0.23	0.2	0.14	0.05	1.06	0.14	0.17	0.27	0.16	1.08	0.74	0.14	0.42	0.03	1.79	0.01	
06/1204	0.12	0.05	0.04	0.03	0.02	0.01	0.2	0.02	0.06	0.04	0.03	0.21	0.13	0.1	0.08	0.01	0.35	0.01	
06/1266	0.11	0.08	0.11	0.1	0.07	0.04	0.6	0.04	0.12	0.08	0.04	0.49	0.08	0.15	0.04	0.01	0.15	0.01	
07/766																			
07/767																			
07/590																			
07/66	14.2	4.83	3.41	3.04	2.1	0.98	20.1	0.93	4.07	1.34	0.9	14.1	1.42	8.34	0.79	<0.05	3.26	<0.05	
07/67	6.72	7.59	3.94	3.77	2.58	0.85	26.9	1.56	3.95	0.93	0.62	13.8	0.87	6.35	0.56	<0.07	2.23	<0.08	
07/68	13.4	5.32	2.73	2.59	1.98	0.47	18.4	0.72	2.89	0.95	0.57	10.8	0.91	3.99	0.47	<0.06	1.69	<0.06	
07/69	5.59	2.85	2.68	2.31	1.55	0.8	14.2	0.64	2.86	1.18	0.78	10.2	1.5	8.3	0.91	0.05	4.13	0.2	
07/62	7.3	5.48	4.66	4.07	2.61	1.14	24.6	1.52	6.71	2.33	1.54	22.8	3.6	28.8	2.92	0.7	12.4	<0.15	
07/63	10.5	6.1	5.74	4.52	3.15	1.55	29.1	1.88	8.13	2.78	1.73	27.1	4.74	20.5	3.25	<0.15	10.4	<0.16	
07/64	10.2	3.12	6.64	5.81	3.77	1.77	34.6	1.81	9.28	2.34	1.44	29.6	2.17	12.5	2.48	<0.43	7.79	<0.45	
07/65	8.3	7.79	5.78	5.15	3.24	1.45	33.5	1.68	7.73	2.04	1.29	25.3	2.91	15	2.31	<0.14	6.85	<0.15	
07/58	25.4	8.64	20.1	18.7	12.8	5.97	94.6	8.36	34.4	10.9	6.88	122	13.5	53.4	7.35	<0.43	23.8	<0.42	
07/59	12.1																		

NILU-ID	PCB-123	Sum-PenCB	PCB-128	PCB-138	PCB-141	PCB-149	PCB-153	PCB-156	PCB-157	PCB-167	Sum-HexCB	PCB-170	PCB-180	PCB-183	PCB-187	PCB-189
06/414	0.01	1.75	0.11	0.73	0.16	0.67	1.04	0.08	0.02	0.03	3.66	0.25	1.05	0.19	0.54	0.02
06/415	0.01	0.12	0.01	0.04	0.01	0.09	0.05	0.01	0.01	0.01	0.22	0.01	0.05	0.01	0.03	0.01
06/416	0.03	12.13	0.66	4.55	1.18	3.7	5.52	0.54	0.07	0.21	24.76	1.55	4.09	0.96	1.34	0.09
06/1411	0.01	0.27	0.01	0.1	0.02	0.09	0.17	0.01	0.01	0.01	0.38	0.03	0.07	0.01	0.03	0.01
06/1412	0.01	0.17	0.01	0.08	0.01	0.06	0.18	0.01	0.01	0.01	0.33	0.01	0.08	0.02	0.04	0.01
06/1413	0.02	11.49	0.51	3.03	0.63	2.09	3.81	0.41	0.05	0.13	15.2	0.81	2.08	0.38	0.84	0.02
06/1541	0.01	0.26	0.01	0.07	0.01	0.07	0.18	0.01	0.01	0.01	0.37	0.02	0.09	0.02	0.04	0.01
06/1542	0.01	0.07	0.01	0.03	0.01	0.03	0.1	0.01	0.01	0.01	0.17	0.01	0.05	0.01	0.02	0.01
06/1543	0.01	8.21	0.37	2.49	0.72	2.67	3.28	0.31	0.05	0.11	14.26	0.61	1.67	0.35	0.82	0.03
05/1682	0.04	2.08	0.03	0.38	0.12	0.52	0.56	0.06	0.02	0.02	2.1	0.12	0.51	0.1	0.26	0.04
05/1683	0.04	0.3	0.03	0.1	0.07	0.25	0.21	0.02	0.02	0.02	0.72	0.05	0.21	0.05	0.13	0.02
05/1684	0.07	18.42	0.85	5.09	1.45	4.8	6.46	0.68	0.12	0.31	25.86	1.86	3.73	0.76	1.78	0.09
06/405	0.02	3.37	0.14	0.82	0.23	0.83	1.14	0.11	0.02	0.02	4.85	0.28	0.76	0.15	0.39	0.04
06/406	0.01	0.31	0.02	0.05	0.04	0.23	0.19	0.01	0.01	0.01	0.66	0.06	0.19	0.05	0.16	0.02
06/509	0.07	23.67	1.42	8.96	2.43	8.88	10.25	1	0.12	0.4	51.33	2.51	6.32	1.32	2.27	0.11
06/744	0.49	251.25	2.19	17.16	6.23	38.2	29.68	1.07	0.12	0.39	160.73	1.29	5.03	2.5	5.99	0.05
06/745	0.25	85.99	1.1	6.95	2.64	14	11.08	0.43	0.07	0.19	60.39	0.43	1.94	0.97	2.47	0.03
06/806	0.05	19.44	0.8	4.96	1.25	4.1	6.18	0.68	0.1	0.22	27.53	1.23	3.41	0.58	1.61	0.05
06/1134	0.02	5.95	0.23	1.94	0.24	0.85	3.86	0.21	0.03	0.09	9.49	0.46	1.74	0.31	0.54	0.02
06/1135	0.01	1.65	0.1	1	0.05	0.3	2.98	0.07	0.01	0.04	5.32	0.11	0.57	0.17	0.31	0.01
06/1355	0.01	1.5	0.06	0.39	0.09	0.32	0.59	0.06	0.02	0.03	2.08	0.11	0.29	0.06	0.13	0.02
06/1356	0.01	0.39	0.01	0.13	0.02	0.17	0.3	0.01	0.01	0.01	0.88	0.01	0.09	0.02	0.06	0.01
06/1357	0.02	17.34	0.74	4.22	1.05	3.9	4.77	0.57	0.1	0.19	23.78	1.41	3.52	0.68	1.75	0.06
06/1398	0.04	1.6	0.08	0.37	0.09	0.34	0.47	0.04	0.01	0.02	1.5	0.08	0.18	0.03	0.07	0.01
06/1399	0.01	0.41	0.01	0.06	0.01	0.08	0.09	0.01	0.01	0.01	0.22	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01
06/1400	0.04	18.7	0.91	4.63	1	3.59	5.57	0.62	0.09	0.22	26.1	1.3	3.12	0.65	1.58	0.05
06/1703	<0.01	1.66	0.05	0.5	0.12	0.44	0.66	0.06	<0.01	<0.01	2.02	0.09	0.3	0.06	0.15	<0.01
06/1704	0.02	0.67	0.02	0.15	0.02	0.23	0.33	0.01	0.01	0.01	0.73	0.01	0.08	0.03	0.1	0.01
06/1705	0.05	18.69	0.76	5.03	0.69	4.67	6.18	0.55	<0.13	0.2	28.65	1.75	3.77	1.44	3.34	<0.15
05/1526	0.07	1.88	0.04	0.77	0.2	1.42	1.11	0.04	0.03	0.04	4.34	0.29	1.02	0.18	0.6	0.04
05/1527	0.09	0	0.05	0.21	0.08	0.35	0.44	0.04	0.03	0.04	1.08	0.21	0.75	0.05	0.37	0.06
05/1528	0.1	11.16	0.45	2.66	0.56	2.15	3.39	0.34	0.06	0.12	14.16	0.65	1.72	0.29	0.72	0.02
05/1725	0.05	1.52	0.05	0.53	0.18	0.73	0.84	0.07	0.03	0.04	2.53	0.2	0.78	0.18	0.48	0.04
05/1726	0.03	0.82	0.02	0.18	0.11	0.54	0.45	0.02	0.02	0.02	1.8	0.1	0.48	0.1	0.31	0.02
05/1727	0.08	7.94	0.28	1.87	0.43	1.53	2.55	0.26	0.05	0.08	10.35	0.5	1.41	0.24	0.4	0.03
06/145	0.02	1.71	0.08	0.4	0.14	0.55	0.62	0.05	0.02	0.01	2.69	0.11	0.35	0.09	0.25	0.01
06/146	0.01	0.46	0.04	0.15	0.07	0.26	0.34	0.01	0.01	0.01	1.13	0.11	0.47	0.1	0.31	0.01
06/147	0.05	5.53	0.24	1.33	0.34	1.3	2	0.2	0.03	0.06	8.08	0.38	1.24	0.23	0.63	0.02
06/295	0.12	0.46	0.07	0.06	0.39	0.7	0.56	0.06	0.05	0.05	1.64	0.33	0.96	0.31	0.68	0.28
06/296	0.06	0.44	0.04	0.17	0.12	0.47	0.42	0.03	0.03	0.03	1.18	0.18	0.74	0.14	0.42	0.04
06/297	0.05	7	0.28	1.83	0.38	1.63	2.33	0.22	0.03	0.09	10.02	0.42	1.2	0.29	0.55	0.02
06/397	0.03	3.06	0.09	0.78	0.24	0.81	1.28	0.08	0.01	0.03	4.84	0.29	0.86	0.13	0.59	0.05
06/398	0.02	0.58	0.02	0.13	0.07	0.32	0.35	0.01	0.01	0.01	1.13	0.13	0.56	0.09	0.27	0.02
06/399	0.06	7.85	0.29	1.66	0.37	1.34	2.15	0.22	0.04	0.07	8.93	0.4	1.16	0.21	0.27	0.02
06/512	0.02	0.73	0.02	0.17	0.01	0.25	0.35	0.01	0.01	0.01	0.77	0.02	0.18	0.02	0.11	0.02
06/513	0.02	0.07	0.01	0.01	0.01	0.03	0.08	0.01	0.01	0.01	0.12	0.01	0.08	0.01	0.04	0.01
06/514	0.05	4.69	0.36	1.86	0.41	1.6	2.43	0.23	0.05	0.09	7.02	0.53	1.42	0.27	0.62	0.01
06/645	0.05	13.95	0.42	1.68	0.45	1.99	1.85	0.22	0.04	0.07	10.06	0.26	0.59	0.15	0.41	0.03
06/646	0.03	8.03	0.13	0.84	0.28	1.52	1.31	0.05	0.01	0.02	6.22	0.3	1.28	0.26	0.79	0.03
06/647	0.04	7.31	0.25	1.33	0.3	1.08	1.49	0.18	0.03	0.06	7.24	0.3	0.75	0.14	0.25	0.01
06/754	0.06	2.85	0.15	0.79	0.17	0.62	1.03	0.04	0.03	0.03	3.13	0.21	0.76	0.16	0.34	0.05
06/755	0.1	0.55	0.06	0.2	0.06	0.26	0.47	0.05	0.04	0.05	0.93	0.05	0.26	0.04	0.05	0.04
06/1066	0.03	4.84	0.18	2.25	0.12	0.37	5.5	0.16	0.03	0.09	10.04	0.24	0.93	0.29	0.38	0.02
06/1067	0.04	4.6	0.23	2.77	0.02	0.13	7.06	0.16	0.04	0.12	11.8	0.19	0.84	0.28	0.35	0.03
06/1068	0.1	9.99	0.53	4.12	0.3	1.48	8.46	0.47	0.05	0.25	19.66	0.91	3.69	0.87	1.43	0.02
06/1192	0.01	1.01	0.06	0.56	0.05	0.18	1.18	0.05	0.01	0.02	2.28	0.08	0.35	0.07	0.14	0.01
06/1193	0.01	0.44	0.02	0.37	0.01	0.06	1.05	0.02	0.01	0.02	1.55	0.02	0.17	0.05	0.09	0.01
06/1194	0.02	7.89	0.31	2.18	0.43	1.56	3.11	0.28	0.04	0.11	11.52	0.49	1.54	0.25	0.61	0.02
06/1312	0.01	1.41	0.06	0.43	0.09	0.33	0.64	0.05	0.01	0.01	1.85	0.12	0.35	0.07	0.16	0.01
06/1313	0.01	0.46	0.03	0.21	0.04	0.16	0.47	0.02	0.01	0.01	1.06	0.04	0.22	0.05	0.1	0.01
06/1314	0.02	6.8	0.24	1.81	0.49	1.81	2.63	0.25	0.03	0.08	11.01	0.44	1.42	0.23	0.72	0.02
06/1408	0.07	0.4	0.04	0.21	0.07	0.13	0.28	0.03	0.03	0.03	0.7	0.04	0.19	0.04	0.05	0.03
06/1409	0.03	0	0.01	0.03	0.02	0.03	0.09	0.01	0.01	0.01	0.15	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
06/1410	0.04	7.02	0.27	1.61	0.35	1.21	2.14	0.21	0.03	0.08	8.79	0.44	1.2	0.22	0.53	0.02
06/1535	0.01	0.6	0.03	0.22	0.03	0.2	0.39	0.02	0.01	0.01	1.11	0.04	0.14	0.04	0.09	0.01
06/1536	0.01	0.28	0.01	0.1	0.02	0.07	0.23	0.01	0.01	0.01	0.49	0.03	0.15	0.02	0.06	0.01
06/1537	0.01	5.41	0.22	1.39	0.45	1.76	2.06	0.22	0.02	0.06	9.14	0.33	1.01	0.19	0.54	0.02
05/1625	0.06	20.73	0.78	3.87	0.96	3.29	4.65	0.5	0.07	0.17	21.17	0.99	2.42	0.39	1.02	0.04
05/1626	0.02	0.38	0.03	0.08	0.05	0.19	0.22	0.02	0.02	0.02	0.68	0.07	0.23	0.04	0.12	0.02
06/407	0.01	3.74	0.15	0.96	0.3	0.93	1.39	0.12	0.01	0.03	5.67	0.34	1.14	0.22	0.55	0.05
06/408	0.02	0.12	0.01	0.03	0.01	0.06	0.09	0.01	0.01	0.01	0.24	0.02	0.09	0.02	0.05	0.01
06/409	0.03	10.92	0.42	2.74	0.6	1.93	3.13	0.36	0.05	0.12	13.45	0.6	1.6	0.33	0.46	0.03
06/410	0.04	18.5	0.65	4.51	1.14	4.28	5.88	0.59	0.09	0.2	26.11	1.17	3.03	0.67	1.12	0.06
06/907	0.04	9.33	0.4	2.72	0.47	1.69	4.66	0.32	0.07	0.14	13.21	0.34	1.67	0.33	0.79	0.06
06/908	0.08	3.6	0.33	2.53	0.13	0.51	6	0.31	0.03	0.22	11.11	0.82	2.85	0.48	0.65	0.04
06/909	0.04	15.23	0.51	3.57	0.81	2.68	4.69	0.47	0.09	0.18	17.05	0.83	2.29			

NILU-ID	PCB-123	Sum-PenCB	PCB-128	PCB-138	PCB-141	PCB-149	PCB-153	PCB-156	PCB-157	PCB-167	Sum-HexCB	PCB-170	PCB-180	PCB-183	PCB-187	PCB-189
05/1529	0.04	1.76	0.15	0.79	0.32	0.87	1.55	0.12	0.04	0.04	4.59	0.82	3.97	0.54	1.71	0.05
05/1530	0.05	0.45	0.04	0.39	0.18	0.53	0.89	0.03	0.03	0.03	2.14	0.9	3.05	0.39	1.01	0.05
05/1531	0.11	19.76	0.74	4.83	1.04	3.71	5.86	0.63	0.1	0.23	25.57	1.18	3.42	0.66	1.1	0.07
05/1734	0.03	0.62	0.04	0.23	0.09	0.34	0.47	0.03	0.02	0.03	1.58	0.19	0.93	0.14	0.41	0.02
05/1748	0.01	0.67	0.06	0.32	0.14	0.51	0.68	0.03	0.01	0.01	2.28	0.3	1.25	0.2	0.64	0.01
05/1749	0.06	11.34	0.47	2.74	0.64	2.26	3.56	0.35	0.08	0.12	14.66	0.65	1.63	0.34	0.56	0.03
06/112	0.02	1.44	0.07	0.41	0.12	0.45	0.67	0.05	0.02	0.01	2.32	0.21	0.75	0.13	0.36	0.01
06/113	0.01	0.47	0.02	0.13	0.08	0.4	0.3	0.01	0.01	0.01	1.21	0.04	0.25	0.07	0.23	0.01
06/114	0.06	11.48	0.49	2.63	0.65	2.58	3.55	0.38	0.05	0.12	15.71	0.69	1.91	0.36	0.93	0.03
06/307	0.02	1.4	0.11	0.48	0.19	0.54	0.89	0.07	0.01	0.02	2.79	0.47	2.15	0.28	0.81	0.03
06/308	0.06	0.44	0.03	0.14	0.03	0.4	0.33	0.02	0.02	0.02	0.87	0.04	0.3	0.08	0.17	0.03
06/411	0.02	1.3	0.09	0.4	0.14	0.45	0.63	0.05	0.02	0.02	2.33	0.12	0.52	0.08	0.24	0.02
06/412	0.02	1.6	0.2	0.66	0.09	0.46	0.81	0.09	0.02	0.05	3.03	0.17	0.57	0.1	0.32	0.02
06/413	0.06	9.86	0.37	2.32	0.61	2.11	3.37	0.34	0.05	0.11	13.59	0.7	1.98	0.42	0.51	0.03
06/520	0.04	1.71	0.17	0.73	0.21	1.23	1.18	0.04	0.03	0.03	3.52	0.22	1.01	0.22	0.75	0.04
06/521	0.01	1.08	0.1	0.46	0.15	0.56	0.77	0.04	0.02	0.01	2.1	0.2	0.86	0.17	0.47	0.01
06/522	0.06	7.92	0.65	3.59	0.94	3.3	4.5	0.48	0.07	0.17	13.7	1.06	2.94	0.62	1.49	0.04
06/751	0.05	3.33	0.15	0.83	0.2	0.95	1.27	0.11	0.03	0.03	4.06	0.24	0.8	0.17	0.44	0.05
06/752	0.04	0.36	0.03	0.15	0.05	0.19	0.29	0.02	0.02	0.02	0.68	0.03	0.22	0.04	0.12	0.03
06/753	0.03	19.13	0.68	4.15	1.09	3.7	5.23	0.58	0.09	0.2	23.44	0.87	2.63	0.41	1.24	0.15
06/890	0.06	14.74	0.62	3.65	0.78	2.87	4.54	0.48	0.08	0.17	19.71	0.92	2.48	0.47	0.91	0.04
06/888	0.49	63.39	9.06	66.84	0.21	1.08	151.34	11.58	2.22	6.63	279.42	24.26	92.99	10.99	9.75	1.66
06/889	0.01	1.5	0.11	0.94	0.03	0.13	2.06	0.11	0.02	0.07	3.96	0.26	0.98	0.14	0.17	0.02
06/1189	0.01	1.51	0.12	1.2	0.04	0.19	2.92	0.16	0.02	0.08	5.46	0.39	1.56	0.17	0.22	0.03
06/1190	0.01	0.39	0.01	0.26	0.01	0.03	0.76	0.02	0.01	0.01	1.15	0.03	0.18	0.02	0.05	0.01
06/1191	0.04	17.64	0.77	4.85	1.43	4.63	6.32	0.62	0.09	0.24	28.48	1.51	4.23	0.8	1.97	0.07
06/1308	0.03	0.56	0.05	0.16	0.06	0.12	0.29	0.05	0.04	0.03	0.9	0.07	0.2	0.05	0.11	0.04
06/1309	0.01	0.38	0.02	0.15	0.03	0.11	0.34	0.01	0.01	0.01	0.79	0.03	0.11	0.03	0.07	0.01
06/1310	0.04	12.75	0.49	2.98	0.79	2.85	3.77	0.4	0.06	0.14	17.39	0.7	1.96	0.38	0.99	0.02
06/1414	0.01	0.2	0.01	0.08	0.03	0.09	0.16	0.01	0.01	0.01	0.38	0.01	0.07	0.01	0.04	0.01
06/1415	0.01	0.21	0.01	0.08	0.02	0.09	0.2	0.01	0.01	0.01	0.43	0.01	0.06	0.01	0.04	0.01
06/1416	0.02	15.47	0.78	4.54	1.75	6.84	5.03	0.58	0.1	0.22	30.87	1.14	3.31	0.63	1.71	0.04
06/1538	0.02	0.29	0.01	0.14	0.03	0.13	0.3	0.01	0.01	0.01	0.72	0.02	0.15	0.02	0.04	0.01
06/1539	0.03	0.07	0.02	0.05	0.01	0.06	0.14	0.02	0.01	0.02	0.26	0.03	0.08	0.02	0.04	0.02
06/1540	0.02	10.54	0.46	3.07	1.16	4.47	3.93	0.42	0.05	0.13	21.7	0.84	2.35	0.45	1.2	0.04
06/518	0.01	0.08	0.01	0.04	0.01	0.04	0.06	0.01	0.01	0.01	0.14	0.01	0.06	0.01	0.01	0.01
06/797	0.02	0.7	0.03	0.25	0.04	0.2	0.54	0.02	0.01	0.01	1.3	0.16	0.17	0.03	0.08	0.02
06/1054	0.01	2.03	0.11	1.32	0.04	0.12	3.29	0.11	0.02	0.07	5.76	0.2	0.88	0.18	0.23	0.01
06/1248	0.01	0.37	0.02	0.15	0.03	0.11	0.34	0.01	0.01	0.01	0.8	0.03	0.12	0.02	0.05	0.01
06/519	0.02	1.17	0.14	0.76	0.23	0.96	1.09	0.09	0.03	0.04	3.33	0.3	0.88	0.19	0.54	0.02
06/778	0.19	24.19	3.5	24.43	0.06	0.49	54.38	3.9	0.77	2.14	99.98	8.95	32.02	4.18	3.76	0.62
06/1311	0.01	0.51	0.04	0.25	0.07	0.22	0.46	0.03	0.01	0.02	1.39	0.1	0.31	0.06	0.15	0.01
07/45	<0.01	0.15	0.01	0.09	<0.01	0.05	0.18	<0.01	<0.01	<0.01	0.43	0.02	0.07	0.02	0.05	<0.01
06/332																
06/515	0.01	0.31	0.02	0.11	0.01	0.14	0.13	0.01	0.01	0.01	0.4	0.01	0.06	0.02	0.04	0.01
06/516	0.01	0.36	0.04	0.19	0.06	0.2	0.22	0.03	0.01	0.01	0.75	0.07	0.16	0.04	0.07	0.01
06/1069	0.27	31.09	1.64	24.11	0.2	0.85	67.77	1.54	0.24	1.25	108.95	1.64	11.88	3.31	4.13	0.05
06/1070	0.15	16.18	0.6	5.82	0.86	2.96	10.96	0.37	0.05	0.23	27.94	0.63	2.51	0.65	1.05	0.01
06/1071	0.03	4.33	0.21	2.37	0.04	0.29	5.91	0.22	0.03	0.11	10.38	0.29	1.35	0.3	0.41	0.02
06/1072	0.01	1.97	0.09	0.86	0.08	0.34	2	0.08	0.01	0.03	4.29	0.15	0.5	0.13	0.2	0.01
06/1404	0.06	0.36	0.04	0.15	0.05	0.09	0.23	0.03	0.03	0.03	0.94	0.05	0.1	0.04	0.04	0.04
06/1405	0.05	10.07	0.33	2.15	0.6	2.12	2.46	0.17	0.03	0.07	11.23	0.3	0.75	0.15	0.42	0.01
06/1406	0.03	1.17	0.05	0.38	0.07	0.35	0.5	0.04	0.02	0.02	1.59	0.09	0.19	0.03	0.07	0.03
06/1407	0.02	0.83	0.03	0.3	0.05	0.15	0.36	0.02	0.02	0.02	0.89	0.04	0.17	0.03	0.09	0.03
06/517	0.01	0.02	0.01	0.05	0.01	0.01	0.07	0.01	0.01	0.01	0.12	0.01	0.08	0.01	0.05	0.01
06/1074	0.01	3.24	0.32	4.13	0.03	0.2	8.62	0.34	0.05	0.24	15.86	0.51	2.86	0.6	0.85	0.02
06/1204	0.01	0.83	0.03	0.47	0.02	0.1	1.21	0.04	0.01	0.02	2.16	0.06	0.25	0.06	0.09	0.01
06/1266	0.01	0.6	0.02	0.18	0.04	0.21	0.45	0.01	0.01	0.01	1.21	0.03	0.12	0.03	0.08	0.01
07/766																
07/767																
07/590																
07/66	<0.06	16	0.64	5.86	2.11	7.23	8.93	0.48	<0.04	0.2	27.1	1.1	3.06	0.71	1.56	<0.04
07/67	<0.08	10.6	0.51	4.24	1.42	5.56	6.3	0.25	<0.06	<0.07	19.6	0.72	1.09	0.25	1.04	<0.06
07/68	<0.07	7.89	0.32	2.79	0.99	3.33	4.24	0.23	<0.04	0.12	12.7	0.51	1.57	0.38	0.86	<0.05
07/69	0.04	17.1	0.44	6.94	2.01	7.68	12.2	0.45	<0.02	0.27	31.7	0.83	2.75	0.82	1.9	<0.02
07/62	0.48	51.1	3.67	33	10.4	35.3	45.6	2.19	0.23	1.16	139	5.06	13.9	3.67	7.56	<0.12
07/63	0.46	41.8	3.35	20.9	5.19	19.8	27.1	1.87	0.32	0.93	84	4.82	11.5	2.41	4.82	<0.14
07/64	<0.45	24.9	2.06	13.5	2.7	7.94	16.4	3.32	<0.48	<0.35	45.9	2.24	5.83	1.33	3.16	<0.23
07/65	<0.15	29.1	1.8	10.8	2.9	11.8	12.8	0.45	<0.13	0.46	44	1.74	4.34	1.14	2.47	<0.15
07/58	<0.5	110	4.93	29.9	9.36	36.2	37.5	2.33	<0.3	0.98	131	4.95	12.5	1.87	7.06	<0.13
07/59	0.2	21.8	0.99	8.07	2.96	10.2	12.5	0.66	<0.08	0.36	37.8	1.65	4.33	1.04	2.26	<0.05
07/60	0.11	7.48	0.31	2.74	0.83	2.97	4.75	0.2	0.02	0.11	12.6	0.42	1.32	0.34	0.72	<0.02
07/61	0.24	18.3	0.83	7.12	1.89	7.08	12.3	0.49	<0.03	0.3	31.5	0.88	2.82	0.87	1.78	<0.03

NILU-ID	Sum-HepCB	PCB-194	PCB-206	PCB-209	Sum 7 PCB	Sum PCB
06/414	2.75	0.27	0.09	0.01	4.15	10.92
06/415	0.1	0.01	0.01	0.01	0.39	1.21
06/416	11.15	0.91	4.14	0.69	25.3	83.38
06/1411	0.14	0.01	0.01	0.01	0.72	1.71
06/1412	0.14	0.01	0.01	0.01	0.56	1.47
06/1413	5.62	0.33	0.4	0.1	21.31	77.28
06/1541	0.16	0.01	0.02	0.02	0.6	1.57
06/1542	0.08	0.01	0.01	0.02	0.3	0.76
06/1543	4.44	0.16	0.19	0.07	15.48	47.12
05/1682	1.25	0.16	0.07	0.01	3.11	8.92
05/1683	0.54	0.02	0.02	0.01	0.93	2.32
05/1684	10.58	0.52	0.32	0.07	33.02	108.89
06/405	2.18	0.12	0.05	0.02	6.37	22.33
06/406	0.51	0.03	0.02	0.02	0.96	2.84
06/509	18.83	0.52	0.49	0.07	44.86	141.15
06/744	21.97	0.28	0.11	0.02	199.13	597.81
06/745	7.71	0.07	0.02	0.02	68.68	228.75
06/806	9.77	0.6	0.24	0.08	30.38	98.45
06/1134	3.54	0.24	0.07	0.03	12.74	31.51
06/1135	1.25	0.04	0.01	0.01	5.91	10.25
06/1355	0.75	0.04	0.03	0.01	2.79	8.73
06/1356	0.22	0.02	0.01	0.01	0.85	2.33
06/1357	9.95	0.4	0.17	0.05	25.67	81.63
06/1398	0.37	0.01	0.01	0.01	3.16	8.75
06/1399	0.04	0.01	0.01	0.01	0.92	2.52
06/1400	9.69	0.45	0.24	0.06	28.15	95.49
06/1703	0.67	0.05	0.04	<0.01	3.3	9.57
06/1704	0.21	0.01	0.01	0.01	1.03	2.8
06/1705	11.37	0.2	0.3	0.05	29.67	93.33
05/1526	2.71	0.32	0.18	0.02	5.72	18.81
05/1527	1.58	0.47	0.16	0.03	1.87	4.9
05/1528	4.64	0.27	0.13	0.08	16.63	50.3
05/1725	1.91	0.21	0.08	0.03	3.95	10.6
05/1726	1.28	0.15	0.07	0.01	1.99	6.02
05/1727	3.72	0.17	0.09	0.04	12.57	38.89
06/145	1.11	0.06	0.01	0.04	2.98	9.49
06/146	1.16	0.16	0.06	0.01	1.41	4.38
06/147	3.54	0.24	0.09	0.03	9.53	29.98
06/295	2.55	0.09	0.04	0.03	2.49	6.74
06/296	1.78	0.35	0.15	0.02	2.03	4.32
06/297	3.45	0.2	0.05	0.02	11.21	35
06/397	2.34	0.11	0.05	0.01	5.82	18.99
06/398	1.31	0.24	0.07	0.01	1.47	4.11
06/399	2.96	0.16	0.05	0.04	11.12	33.64
06/512	0.29	0.02	0.01	0.01	1.77	3.6
06/513	0.14	0.01	0.01	0.01	0.34	0.63
06/514	2.83	0.18	0.14	0.01	13.13	29.23
06/645	1.79	0.08	0.02	0.01	12.92	39.39
06/646	3.38	0.23	0.08	0.01	11.27	32.51
06/647	2.02	0.1	0.04	0.02	8.69	28.21
06/754	1.48	0.05	0.05	0.04	5.64	16.5
06/755	0.26	0.06	0.03	0.03	2.36	6.89
06/1066	1.98	0.06	0.04	0.03	12.19	22.92
06/1067	1.72	0.05	0.02	0.04	13.39	20.07
06/1068	8.75	0.47	0.13	0.03	23.59	53.07
06/1192	0.7	0.05	0.01	0.01	3.07	6.36
06/1193	0.33	0.01	0.01	0.01	1.96	2.62
06/1194	3.98	0.25	0.07	0.04	13.31	38.77
06/1312	0.81	0.06	0.01	0.01	2.75	7.57
06/1313	0.49	0.04	0.01	0.01	1.27	2.6
06/1314	4.16	0.33	0.07	0.04	11.87	37.19
06/1408	0.32	0.06	0.03	0.02	1.57	3.96
06/1409	0	0.02	0.01	0.01	0.24	1.14
06/1410	3.35	0.19	0.06	0.04	10.9	34.45
06/1535	0.37	0.02	0.03	0.03	1.37	3.74
06/1536	0.25	0.03	0.01	0.02	0.71	1.76
06/1537	2.7	0.16	0.07	0.04	9.38	29.1
05/1625	6.35	0.39	0.14	0.04	26.36	83.31
05/1626	0.58	0.07	0.04	0.03	0.94	2.6
06/407	2.92	0.22	0.07	0.01	6.94	74.24
06/408	0.17	0.02	0.01	0.01	0.41	3.25
06/409	4.29	0.25	0.09	0.04	17.31	53.3
06/410	7.26	0.42	0.12	0.06	33.45	110.93
06/907	3.98	0.21	0.04	0.03	17.34	57.29
06/908	4.92	0.39	0.11	0.11	14.47	26.7
06/909	5.81	0.33	0.1	0.07	23.21	67.5
06/1205	6.6	0.24	0.05	0.03	33.25	192.61
06/1206	0.55	0.05	0.02	0.01	2.45	5.4
06/1207	4.79	0.26	0.07	0.06	21.19	67.57
06/1294	0.63	0.05	0.01	0.01	2.32	8.81
06/1295	0.13	0.01	0.01	0.01	0.63	3.65
06/1296	5.5	0.36	0.18	0.02	21.87	58.8
06/1401	1.27	0.06	0.03	0.01	7.12	60.91
06/1402	0.06	0.02	0.02	0.01	0.41	3.01
06/1403	2.98	0.3	0.09	0.03	15.1	46.23

NILU-ID	Sum-HepCB	PCB-194	PCB-206	PCB-209	Sum 7 PCB	Sum PCB
05/1529	9.34	1.43	0.92	0.04	8.18	22.08
05/1530	5.84	2.25	1.04	0.02	5.19	13.49
05/1531	9.29	0.53	0.21	0.08	29.89	95.19
05/1734	1.97	0.31	0.12	0.03	2.39	5.85
05/1748	3.1	0.51	0.21	0.01	2.83	7.58
05/1749	4.69	0.2	0.1	0.05	17.6	55.07
06/112	1.86	0.24	0.09	0.01	3.32	10.09
06/113	0.73	0.01	0.03	0.01	1.03	3.37
06/114	5.42	0.21	0.12	0.05	17.71	56.08
06/307	4.63	0.89	0.4	0.01	5.38	14.75
06/308	0.55	0.13	0.03	0.02	1.34	2.24
06/411	0.96	0.11	0.03	0.02	3.12	8.45
06/412	1.35	0.08	0.06	0.01	3	7.06
06/413	5.17	0.37	0.82	0.19	16.39	51.94
06/520	2.2	0.24	0.16	0.05	5.45	11.95
06/521	1.7	0.21	0.1	0.01	3.62	7.37
06/522	6.15	0.06	1.4	0.08	23.47	52.07
06/751	1.9	0.06	0.03	0.02	6.81	18.56
06/752	0.38	0.03	0.01	0.01	1.42	4.07
06/753	7.66	0.53	0.19	0.09	28.72	96.82
06/890	6.72	0.36	0.15	0.09	22.99	72.14
06/888	149.92	14.42	2.68	1.36	352.06	524.98
06/889	1.64	0.15	0.03	0.02	5.26	10.24
06/1189	2.49	0.26	0.06	0.02	6.9	11.08
06/1190	0.29	0.02	0.01	0.01	1.51	2.18
06/1191	11.99	1.21	3.62	0.94	30.11	100.41
06/1308	0.5	0.06	0.04	0.03	1.13	3.36
06/1309	0.26	0.02	0.01	0.01	0.94	2.18
06/1310	5.47	0.42	0.46	0.12	18.39	56.54
06/1414	0.1	0.01	0.01	0.01	0.64	1.63
06/1415	0.1	0.01	0.01	0.01	0.63	1.31
06/1416	9.41	0.3	0.46	0.11	25.89	85.11
06/1538	0.23	0.02	0.02	0.02	1.01	2.34
06/1539	0.12	0.02	0.03	0.03	0.4	1.06
06/1540	6.71	0.34	0.21	0.08	18.16	58.13
06/518	0.06	0.01	0.01	0.01	0.34	0.56
06/797	0.44	0.02	0.01	0.01	1.54	4.59
06/1054	1.63	0.04	0.01	0.01	6.74	10.62
06/1248	0.24	0.01	0.01	0.01	0.91	2.1
06/519	1.9	0.22	0.02	0.01	4.02	7.36
06/778	51.22	4.97	0.87	0.52	126.61	187.86
06/1311	0.8	0.07	0.03	0.01	1.44	3.73
07/45	0.16	<0.01	<0.01	<0.01	0.52	1.28
06/332						
06/515	0.12	0.01	0.01	0.01	0.78	1.61
06/516	0.34	0.02	0.01	0.01	1.08	2.3
06/1069	23.15	0.31	0.1	0.03	122.97	215.26
06/1070	5.81	0.08	0.02	0.01	32.97	81.5
06/1071	2.56	0.08	0.02	0.01	12.48	56.24
06/1072	1.01	0.06	0.02	0.01	5	12.79
06/1404	0.1	0.04	0.02	0.02	1.14	14.68
06/1405	2.19	0.03	0.01	0.01	14.12	48.03
06/1406	0.38	0.03	0.02	0.01	2.36	51.04
06/1407	0.29	0.03	0.02	0.01	1.78	6.59
06/517	0.13	0.01	0.01	0.01	0.34	0.61
06/1074	5.31	0.13	0.03	0.01	17.94	26.73
06/1204	0.49	0.01	0.01	0.01	2.49	3.92
06/1266	0.31	0.01	0.01	0.01	1.28	3.24
07/766						
07/767						
07/590						
07/66	6.43	0.26	<0.02	<0.02	36.9	84.1
07/67	3.1	<0.05	<0.05	<0.07	28.1	74.2
07/68	3.31	<0.04	<0.03	<0.02	19.9	53.2
07/69	6.3	0.09	<0.02	<0.02	39.9	79.5
07/62	30.2	0.76	<0.09	<0.1	145	268
07/63	23.6	1.29	<0.16	<0.17	104	207
07/64	12.6	0.62	<0.18	<0.3	71.9	149
07/65	9.69	<0.11	<0.17	<0.12	63.4	142
07/58	26.3	1.44	0.27	1.94	212	488
07/59	9.27	<0.06	<0.04	<0.03	49.8	112
07/60	2.79	0.06	<0.02	<0.02	16	31.1
07/61	6.35	0.19	<0.02	<0.03	40.6	80.5