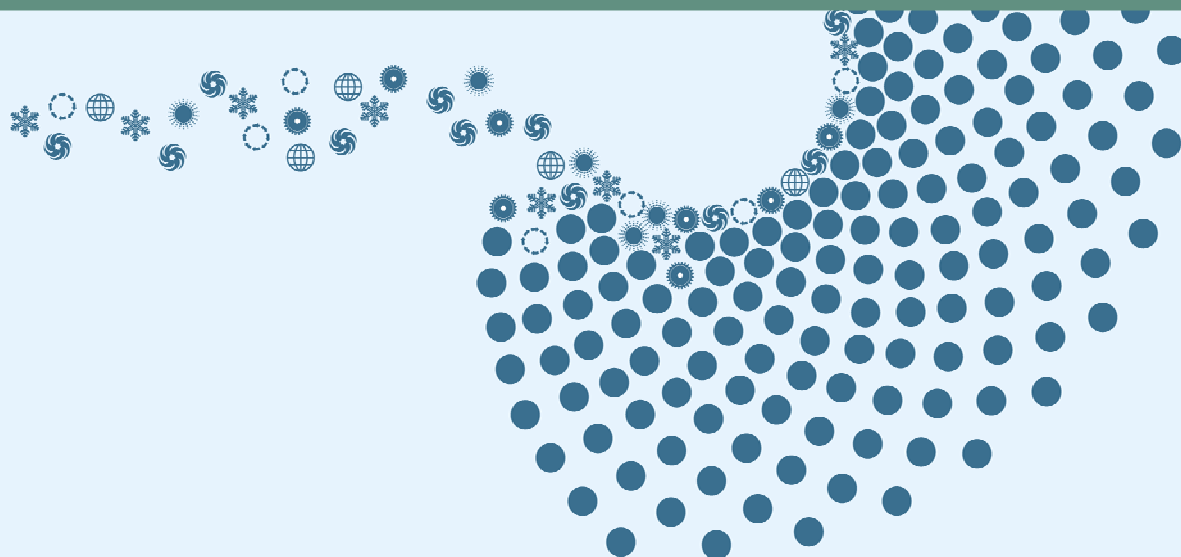


KARTLEGGING AV MILJØGIFTER I ALNA OG AKERSELVA

2495

2009



Forord

Statens Forurensningstilsyn (SFT) har hovedansvaret for overvåkning av forurensnings situasjonen i luft og vann. På oppdrag fra SFT har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) kartlagt forekomsten av utvalgte miljøgiftene i Oslo-elve. Arbeidet har vært tredelt og omfattet kartlegging, kilde sporing og tilførsler.

I dette prosjektet samarbeider SFT med Oslo kommune og Fylkesmannen i Oslo og Akershus for å kartlegge tilførsler og spore mulige kilder til miljøgifter i Alna og Akerselva. Kartleggingen av miljøgifter i elvene inngår i et større prosjekt hvor hensikten er å finne kilder til spredning av kjemikalier/stoffer til elvene og begrense utslipp av disse. To tidligere rapporter fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus danner grunnlaget for kartleggingen og kilde sporingen.

Feltarbeidet ble utført av personale fra NIVA ved forskerne Ian Allan og Sissel B. Rannekleiv. Ian Allan hadde ansvar for de passive prøvetakerne. Prosjektleder og ansvarlig for rapportering har vært Sissel B. Rannekleiv. Kart ble laget av Espen Lund, NIVA. De kjemiske analysene av miljøgiftene ble utført av NILU, ved seniorforsker Ellen Katrin Enge. Ekstraksjonen av de passive prøvetakerne ble utført ved NIVAs laboratorium.

Takk til Oslo kommune, Vann og avløpsetaten (VAV) ved Finn Paulsen for hjelp med tilgang til VAVs målestasjoner og Terje Wold for kart og svar på spørsmål om ledningsnettet. Takk også til Karsten Sølve Nilsen for informasjon om Alna.

Kontaktperson i SFT har vært Bård Nordbø.

Oslo, 30. mars 2009

Sissel B. Rannekleiv

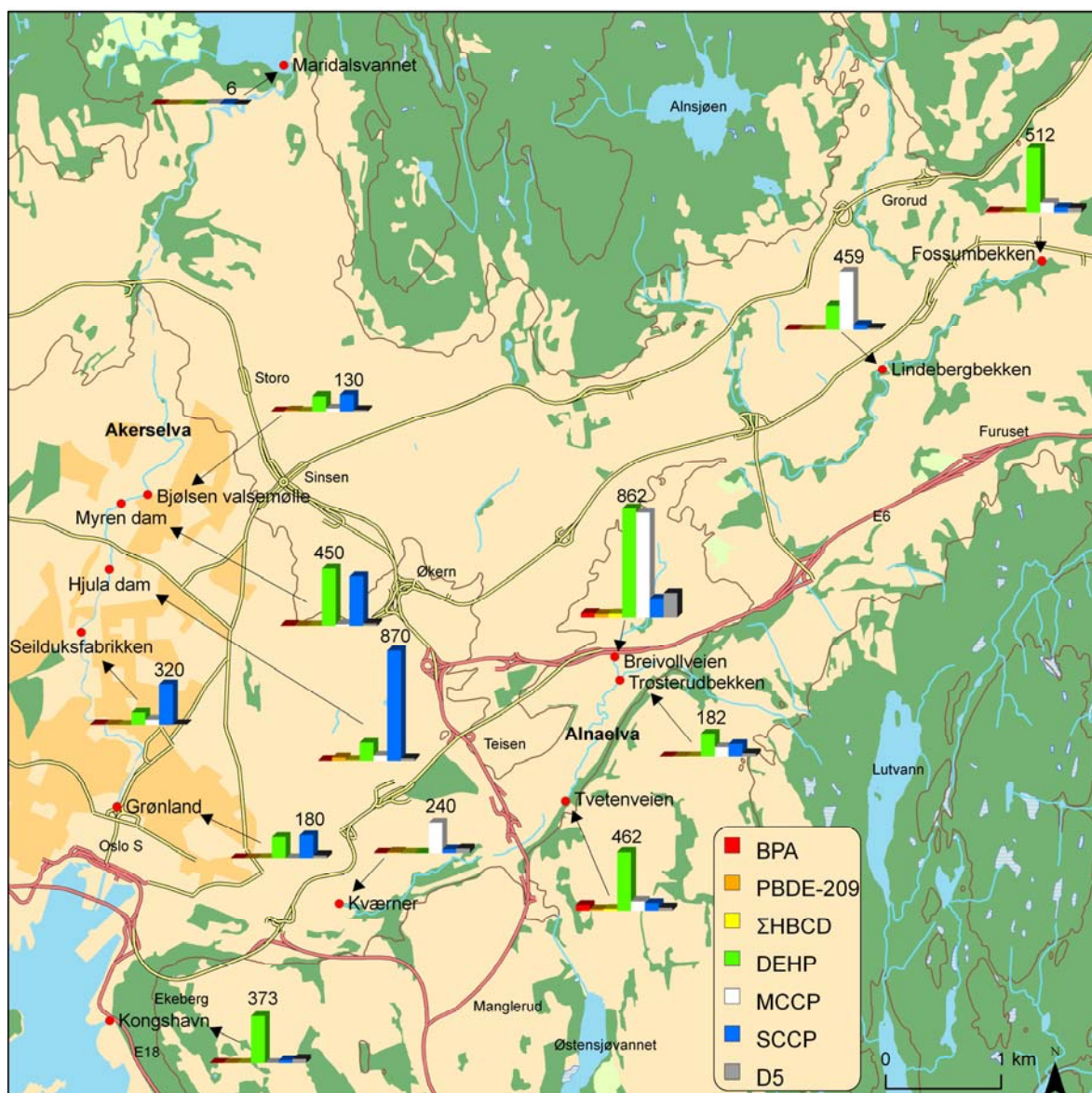
1.	Sammendrag	5
2.	Innledning	9
3.	Materiale og metode	10
3.1	Alna	10
3.2	Akerselva	10
3.3	Stasjonsnett	11
3.4	Miljøgifter	12
3.5	Kjemiske analysemetoder og deteksjonsgrenser.....	17
3.6	Prinsipal komponent analyse	17
3.7	Uttak av sedimenter	18
3.8	Passive prøvetakere og kontinuerlig vannstrømsentrifuge	18
3.8.1	Kildesporing av kvikksølv med DGT	18
3.8.2	Kildesporing av PCB ₇ og dioksinlignende PCB med SPMD	19
3.8.3	Beregning av tilførsler i oppløst fase med SPMD og POCIS	20
3.8.4	Beregning av tilførsler i partikulært materiale med kontinuerlig vannstrømsentrifuge	20
4.	Resultater	22
4.1	Kartlegging av Alna	22
4.1.1	Alkylfenoler (oktylfenoler og nonylfenoler).....	22
4.1.2	Bisfenol-A (BPA)	23
4.1.3	Bromerte flammehemmere (BFH).....	23
4.1.4	Fosfororganiske flammehemmere (PFR).....	25
4.1.5	Ftalater (DEHP)	26
4.1.6	Klorerte parafiner	27
4.1.7	Perfluorerte organiske forbindelser (PFC).....	27
4.1.8	Siloksaner.....	28
4.1.9	Triklorsan	29
4.2	Kartlegging av Akerselva.....	30
4.2.1	Alkylfenoler (oktylfenoler og nonylfenoler).....	30
4.2.2	Bisfenol A (BPA).....	30
4.2.3	Bromerte flammehemmere (BFH).....	31
4.2.4	Fosfororganiske flammehemmere (PFR).....	33
4.2.5	Ftalater (DEHP)	33
4.2.6	Klorerte parafiner	34
4.2.7	Perfluorerte organiske forbindelser (PFC).....	34
4.2.8	Siloksaner.....	35
4.2.9	Triklorsan	36
4.3	Prinsipal komponent analyse (PCA)	37
4.4	Kildesporing.....	39
4.4.1	Kildesporing av PCB ₇ og dioksinlignende PCB i Alna	39
4.4.2	Kildesporing av Hg i Akerselva.....	40
4.5	Tilførsler.....	42
4.5.1	Bromerte flammehemmere (BFH) i Alna	42
4.5.2	Perfluorerte organiske forbindelser (PFC) i Alna	45
4.5.3	Bromerte flammehemmere (BFH) i Akerselva.....	47

4.5.4	Perfluorerte organiske forbindelser (PFC) i Akerselva.....	49
5.	Diskusjon.....	51
5.1	Kartlegging av Alna og Akerselva.....	51
5.1.1	Alkylfenoler	52
5.1.2	Bisfenol-A (BPA)	52
5.1.3	Bromerte flammehemmere (BFH)	53
5.1.4	Fosfororganiske flammehemmere (PFR).....	54
5.1.5	Ftalater (DEHP)	55
5.1.6	Klorerte parafiner (M/SCCP).....	55
5.1.7	Perfluorerte organiske forbindelser (PFC).....	56
5.1.8	Siloksaner.....	57
5.1.9	Triklosan	57
5.2	Kildesporing i Alna og Akerselva.....	58
5.2.1	PCB-sporing i Alna	59
5.2.2	Kvikksølv-sporing i Akerselva	59
5.3	Tilførsler av bromerte flammehemmere og perfluorerte organiske forbindelser fra Alna og Akerselva.....	60
5.3.1	Tilførsler av bromerte flammehemmere fra Alna og Akerselva.....	60
5.3.2	Tilførsler av perfluorerte organiske forbindelser fra Alna og Akerselva.....	61
6.	Konklusjoner	62
7.	Referanser.....	64
8.	Vedlegg.....	67
8.1	Vedlegg 1. Stasjonsoversikt.....	68
8.2	Vedlegg 2. PFC analysert i sedimentene fra kartlegging.....	70
8.3	Vedlegg 3. TOC-normaliserte konsentrasjoner av miljøgifter.....	71
8.4	Vedlegg 4. Informasjon om passive prøvetakere.....	78
8.5	Vedlegg 5. Primærdata.....	90

1. Sammendrag

Tidligere kartlegginger og undersøkelser av Alna og Akerselva har vist at elvene tilfører Oslos indre havn næringsstoffer og miljøgifter (Weideborg et al., 2006 b, Wold, 2008, Loos et al., 2009). I denne rapporten har forekomsten av såkalte nye miljøgifter i sedimenter i elvene blitt kartlagt. Samtidig er tidligere funn av forhøyede konsentrasjoner av PCB og kvikksølv i sedimenter i henholdsvis Alna og Akerselva blitt fulgt opp. Tilførsler av bromerte flammehemmere (BFH) og perfluorerte organiske forbindelser (PFC) fra elvene har blitt beregnet. Til dette arbeidet ble det benyttet passive prøvetakere og en kontinuerlig vannstrømsentrifuge.

Kartleggingen viste at de fleste nye miljøgiftene var til stede i vassdragene. I **Figur 1** vises stasjonene fra kartleggingen og konsentrasjonen av noen utvalgte miljøgifter.



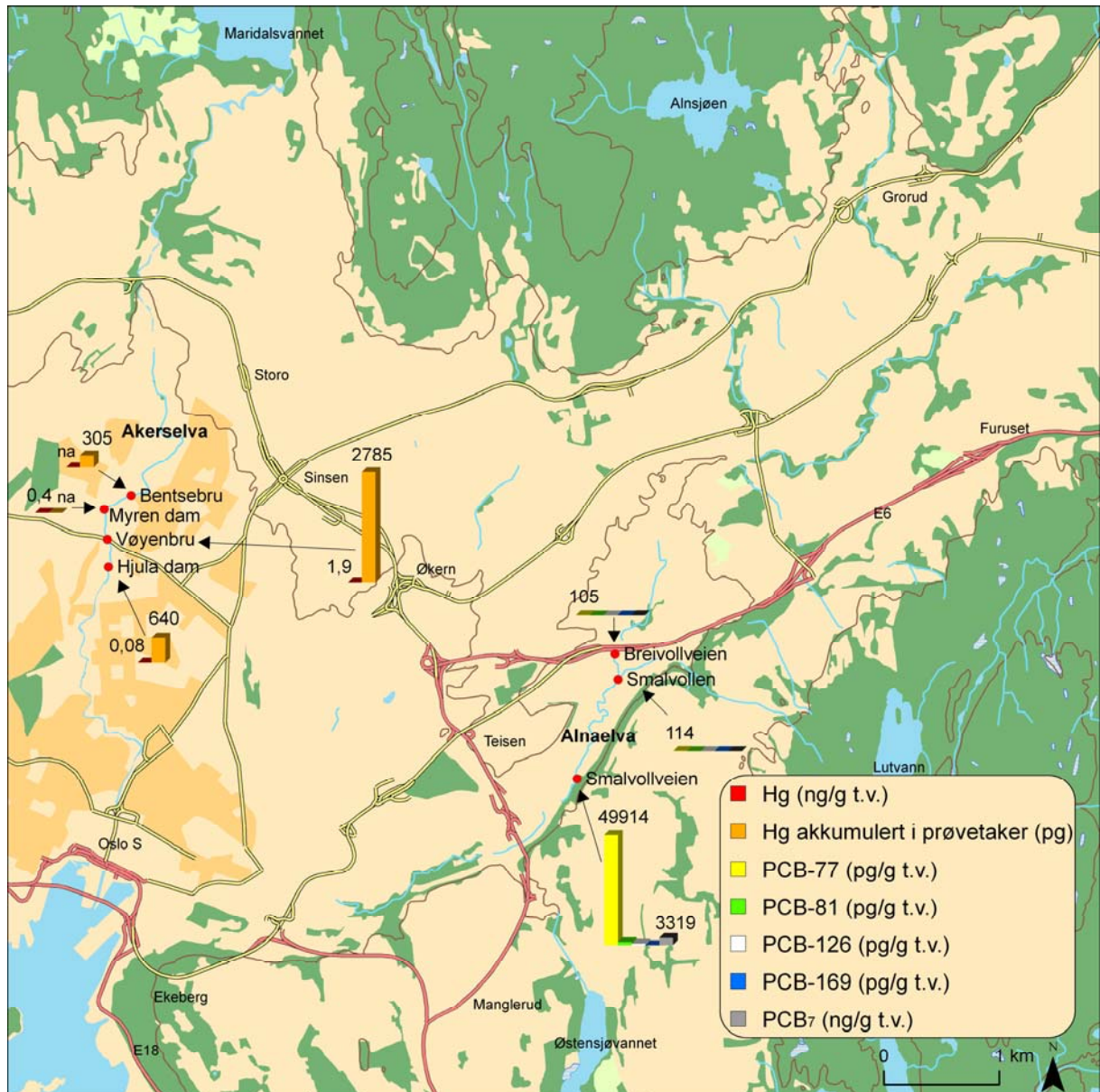
Figur 1. Kart over stasjonsnett for kartlegging av miljøgifter. Posisjon for prøvetakning er gitt med røde punkter og søyler viser konsentrasjon av miljøgift i ng/g tørrvekt. Høyeste konsentrasjon av miljøgift er angitt.

Generelt var konsentrasjonen av miljøgifter høyere i Alna enn i Akerselva.

Konsentrasjonene av miljøgiftene i Akerselva var generelt lave, og lå på nivåer man forventer å finne i områder påvirket av menneskelig aktivitet. Den eneste miljøgiften som skilte seg noe ut i Akerselva, var SCCP. Konsentrasjonen av SCCP var høyere enn konsentrasjonen av MCCP i hele vassdraget, og var også høyere enn i Alna.

I Alna var konsentrasjonene av flere miljøgifter i øvre nivå av det man finner fra kartleggingsstudier i Norge. Nivåene tilsvarer det man finner i urbane områder, hvor man har påvirkning fra f.eks. veiavrenning, industri, fyllinger og kloakk, enten som diffuse kilder eller som punktkilder. I Alna ble de høyeste konsentrasjonene av flere miljøgifter funnet i sedimenter fra kulverten i Breivollveien til Tvetenveien. I forhold til funn fra andre kartleggingsstudier var konsentrasjonen av Σ HBCD høy i dette området.

Fra kulvert i Breivollveien til Tvetenveien ble det tatt ut sedimenter til kildesporing av PCB og dioksinlignende PCB. Det ble også benyttet passive prøvetakere for å spore PCB-kilden. I Akerselva ble det gjort kildesporing etter kvikksølv. Sedimenter ble tatt ut og passive prøvetakere satt ut. Resultater fra kildesporingen i elvene vises i **Figur 2**.



Figur 2. Kart over stasjonsnett for kildesporing av PCB og kvikksølv. Posisjon for prøvetakning er gitt med røde punkter og søyler viser konsentrasjon av miljøgift. na, ikkeanalyisert.

Under kildesporingen i Alna fra kulvert i Breivollveien til Tvetenveien ble det funnet høyere konsentrasjoner av PCB₇ enn det som ble funnet i en tidligere kartlegging gjennomført av fylkesmannen. Fra sedimentanalyser og passive prøvetakere, som ga sammenfallende resultater ble kilden lokalisert i området hvor industri starter i Smalvollveien til nedstrøms Trosterudbekken. I dette området ble også de høyeste konsentrasjoner av dioksinlignende PCB funnet.

Fra kildesporing av kvikksølv i Akerselva ble det funnet høye nivåer i sediment utenfor en kulvert som drenerer overflatevann fra Ullevål sykehus. Resultater fra passive prøvetakere ga tilsvarende resultat. Konsentrasjoner oppstrøms viste ingen forhøyede nivåer av kvikksølv, verken i sediment eller passiv prøvetaker, noe som tyder på at kilden er lokalisert ved kulvert fra Ullevål sykehus.

Ved hjelp av passive prøvetakere og en kontinuerlig vannstrømsentrifuge ble tilførsler av bromerte flammehemmere og perfluorerte organiske forbindelser estimert. For Alna viste beregninger at bromerte flammehemmere i hovedsak transporteres med partikulært materiale. I Akerselva ble bromerte flammehemmere i hovedsak transportert i oppløst form. Mengder av bromerte flammehemmere som ble tilført med partikulært materiale var høyest i Alna. I Akerselva var derimot konsentrasjonen av oppløste bromerte flammehemmere høyere enn i Alna. Dette medførte at vi ikke kunne se noen forskjell i tilførslene av bromerte flammehemmere mellom elvene. Beregnede tilførsler fra elvene var i samme størrelsesorden som man har funnet i internasjonale studier.

På grunn av analytiske problemer fikk vi ikke resultater fra passiv prøvetaker for perfluorerte organiske forbindelser, og kunne derfor ikke beregne tilførsler av oppløste forbindelser. Resultater fra suspendert materiale viste at tilførslene av partikulært bundne PFOS, PFDCs og PFOA var høyere i Alna enn i Akerselva.

2. Innledning

På oppdrag fra SFT har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) kartlagt forekomsten av nye, organiske miljøgifter i Oslo-elve. Formålet med undersøkelsen har vært å foreta en kartlegging av nye organiske miljøgifter, som i liten grad har vært undersøkt i Alna og Akerselva før, og beskrive kilder/kildeområder til eventuelle funn. Resultater fra prosjektet vil sammenstilles med et annet SFT-prosjekt, der bruk og produksjon av kjemikalier som kan inneholde nye organiske miljøgifter er blitt kartlagt blant virksomheter langs vassdragene. Funn fra prosjektene vil fungere som underlagsmateriale for eventuelle tiltak som kan gi bedre miljøtilstand i Alna og Akerselva.

Prosjektet har vært tredelt og omfattet kartlegging, kildesporing og tilførsler. Miljøgiftene som har blitt analysert i dette prosjektet var fastlagt av SFT, og omfattet nye miljøgifter, som for eksempel fosfororganiske flammehemmere, alkylfenoler, ftalater, siloksaner og perfluorerte organiske forbindelser som man i liten grad har kartlagt i det norske miljøet. I tillegg omfattet undersøkelsen en oppfølging av tidligere funn av PCB i Alna og kvikksølv i Akerselva, samt beregning av tilførsler av bromerte flammehemmere og perfluorerte organiske forbindelser fra elvene.

Følgende miljøgifter ble kartlagt: alkylfenoler, bisfenol A (BPA), bromerte flammehemmere (BFH), fosfororganiske flammehemmere (PFR), ftalater, klorerte parafiner, perfluorerte organiske forbindelser (PFC), siloksaner og triklosan. I kartleggingen av nye miljøgifter ble det tatt ut sedimentprøver fra totalt 13 målestasjoner i de to vassdragene. Målestasjoner ble valgt i områder hvor man forventer funn av de ulike miljøgiftene.

Kildesporingen bygger på to tidligere rapporter fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus, hvor man har funnet forhøyede nivåer av PCB og kvikksølv i avgrensede områder av henholdsvis Alna og Akerselva. For å lokalisere kildene ble det tatt ut sedimenter og utplassert passive prøvetakere i de aktuelle områdene.

For beregning av tilførsler av bromerte flammehemmere og perfluorerte organiske forbindelser fra elvene til Oslo indre havn, ble det benyttet en kontinuerlig vannstrømsentrifuge, hvor løst organisk materiale i elvevannet ble sentrifugert og oppkonsentrert for å forsikre seg om at detekterbare nivåer av miljøgiftene kunne påvises. Fra passive prøvetakere ble oppløste konsentrasjoner av bromerte flammehemmere estimert.

Kartlegging av ”nye” miljøgifter er viktig for å skaffe tilveie basisdata som vil avgjøre om en forbindelse er et problem i miljøet og trenger videre oppfølging. Resultatene fra dette prosjektet vil også inngå i SFTs program for screening av miljøgifter.

3. Materiale og metode

Alna og Akerselva er Oslos største elver og renner ut i Oslo indre havn. Elvene har kulturhistorisk verdi både som grunnlag for Oslos bydannelse og oppstart av den industrielle tidsalder i Norge. Akerselva har i de siste 20 årene blitt restaurert, og fremstår som en blågrønn lunge som binder byen sammen med Marka. Langs elva er det rekreasjonsområder og badeplasser som benyttes flittig av Oslos befolkning (Senje, 2005). Alna, som ofte refereres til som Oslo glemte byelv (Senje, 2005), er markert forurensset (www.vann-og-avlopsetaten.oslo.kommune.no). De siste årene har det vært igangsatt tiltak for å bedre miljøet langs elva. Den artsrike og varierte vegetasjonen langs elva er lite kjent og benyttes i dag i liten grad av Oslos befolkning (Senje, 2005).

3.1 Alna

Alna med en lengde på 17 km er Oslos lengste elv. Hovedkilden til elva er Alnsjøen i Lillomarka, som er demmet opp og regulert av Oslo kommune, Vann og avløpsetaten (VAV) til drikkevannskilde. I tillegg mottar elva betydelig tilsig fra vann i Lillomarka, Gjelleråsmarka, Østensjøvann og flere småbekker i Groruddalen.

Elva renner gjennom naturlandskap, boligfelt, industriområder, langs jernbane og sterk trafikkerte veier (Nilsen, 2005). I elva er det 20 overvannsledning fra ledningsnett og ca 200 rør som fører overvann/regnvann ut til elva. Feilkoblinger og lekkasjer fra kloaknettet antas å utgjøre en betydelig del av forurensningene til Alna. I tillegg er det langs elva og i sidebekker mye gammel og nedlagt industri, samt fyllinger som bidrar til å forverre situasjonen i elva. Store deler av elva og tilhørende bekker i nedslagsfeltet er lukket, noe som er med på å øke forurensningsgraden ytterligere. Øvre del av Alna har i dag bra vannkvalitet, men vassdraget regnes i dag som et av Oslos mest forurensede (Wold, 2008, www.vann-og-avlopsetaten.oslo.kommune.no).

Oslo kommune har startet gjenåpning av Alna og tilhørende bekker, og restaurering av vassdraget er et viktig satsningsområde for kommunens visjoner om Groruddalen (Kommunedelplan for Alna miljøpark, 2007). I tillegg vil implementering av Vanddirektivet sikre vassdragets videre oppfølging og på sikt forbedre situasjonen i vassdraget.

3.2 Akerselva

Akerselva springer ut fra Maridalsvannet som er Oslos drikkevannskilde, og utgjør nedre del av Nordmarksvassdraget, som har sin kilde i Ølja, nord i Nordmarka. Elva er ca 10 km lang og har tilløp fra Myrerbekken og Hovinbekken. På sin ferd gjennom Oslo, renner elva langs boligfelt, eldre nedlagt industri, kontorer og trafikkerte veier, omkranset av parklignende grøntområder, til den forsvinner i en kulvert ved Grønland. Bortsett fra den øvre delen, var elva sterk forurensset til slutten av 1970-tallet. De siste 20-årene har forholdene i elva blitt betydelig bedre, noe som i hovedsak skyldes at produksjonsbedrifter langs elva har blitt nedlagt og man har oppgraderte avløpsanlegget. Forurensning til elva i dag skyldes i hovedsak 40 overvannsledning fra ledningsnett og ca 100 rør som fører overvann/regnvann ut til elva. I tillegg kan avrenning fra forurensset grunn fra gammel industri gi opphav til forurensning i elva. Oslo kommune har utført omfattende forbedringer av ledningsnett de siste årene, og man ønsker på sikt å opprette badeplasser ved Myraløkka ved Ring 2, ved våre

målestasjoner Myren dam og Vøyenbrua (www.vann-og-avlopsetaten.oslo.kommune.no, Senje, 2005, Wold, 2008).

3.3 Stasjonsnett

Stasjonsnett for kartlegging, kildesporing og tilførsler er vist i **Figur 3** og **Tabell 1**. Ytterligere informasjon om prøvestasjonene og tidspunkt for ulike aktiviteter er gitt i Vedlegg 1.



Figur 3. Kart over stasjonsnett. Posisjon for prøvetaking er gitt med røde punkter.

Tilsvarende stasjoner som er gitt i to tidligere rapporter er i hovedsak benyttet (Weideborg et al., 2006, Weideborg et al., 2006 b). Disse stasjonene var ikke koordinatfestet så de vil muligens avvike noe fra våres. I tillegg valgte vi å flytte stasjoner for måling av tilførsler lengre opp i elvene, for å forhindre innslag av sjøvann fra Oslofjorden. SFT ønsket å utvide med en stasjon i Alna, og da valgte vi en stasjon nedstrøms Lindebergbekken, som også er

påvirket av Nylandsbekken. Undersøkelser av bunndyr i dette området har vist seg at tilførsler fra disse sidebekkene forverrer situasjonen i Alna betraktelig. Området ble av (Bremnes et al., 2001) karakterisert som meget sterkt forurenset.

Tabell 1. Stasjonskode (St. ID), stasjonsnavn, beskrivelse av beliggenhet, aktivitet og UTM-koordinater for stasjonsnett i Alna og Akerselva.

St. ID	Stasjonsnavn	Lokalisering	Aktivitet	UTM 32 Ø	UTM 32 N
Mar-Ak	Maridalsvannet	Utløp	Sed. ^a	599733	6649421
Bjø-Ak	Bjølsen valsemølle	Valsemølla	Sed.	598553	6645693
Ben-Ak	Bentsebru	Nedstrøms brupilar	PP ^b	598415	6645659
Myr-Ak	Myren dam	Demning	Sed.	598323	6645615
Vøy-Ak	Vøyenbru	Overvannsledning Ullevål sykehus	Sed., PP	598210	6645282
Hju-Ak	Hjula dam	Dam, bro Pilar Beierbrua	Sed., PP ^c	598220	6645041
Sei-Ak	Seilduksfabrikken	Gangbru	Sed.	597976	6644498
Fos-Ak	Nedre Foss	VAVs målestasjon	PP, Sen. ^d	598038	6643735
Grø-Ak	Grønland	Kulvert 150 m inn	Sed.	598288	6642981
Fos-Aln	Fossumbekken	VAVs pumpestasjon	Sed.	606303	6647717
Lin-Aln	Lindebergbekken	N.s. Lindebergbekken	Sed.	604921	6646776
Bre-Aln	Breivollveien	Kulvert Breivollveien	Sed., PP.	602601	6644281
Tro-Aln	Trosterudbekken	Ved utløp til Alna	Sed.	602645	6644083
Ntr-Aln	Smalvollen	N.s Trosterudbekken	Sed., PP.	602628	6644068
Sma-Aln	Smalvollveien	N.s. Smalvollveien 6	Sed., PP	602273	6643207
Tve-Aln	Tvetenveien	O. s. bro Tvetenveien	Sed.	602175	6643029
Kvæ-Aln	Kværner	VAVs målestasjon	Sed., PP., Sen.	600213	6642144
Kon-Aln	Kongshavn	Kulvert 20 m inn	Sed.	598224	6641124

a: Sed., sedimentuttak

b: PP., utplassert passiv prøvetaker

c: PP, plassert i Beyerbruas brupilar

d: Sen., kontinuerlig vannstrøm sentrifuge, stasjoner for tilførsler.

3.4 Miljøgifter

Valg av miljøgifter ble foretatt av SFT, og resultater vil inngå i SFTs program for screening av miljøgifter. Miljøgifter som inngår i denne undersøkelsen er gitt nedenfor. I tillegg ble totalt organisk karbon (TOC) analysert i sedimentene og i vann fra elvene. Informasjon om miljøgifter er hentet fra Miljøstatus i Norge (www.miljostatus.no). Deteksjonsgrenser er gitt

av NILU, ytterligere informasjon om deteksjonsgrenser er gitt i Kapittel 3.5, Kjemiske analysemetoder.

Alkylfenoler

Alkylfenolene nonylfenoler og oktylfenoler er meget giftige for vannlevende organismer. I tillegg er stoffene tungt nedbrytbare og kan hoppe seg opp i organismer. Stoffene har vist hormonforstyrrende effekter på fisk.

Bruksområder: Nonylfenol og oktylfenoler er brukt i en rekke produkter, blant annet vaske- og rengjøringsmidler, bilpleiemidler og maling. Plastprodukter og tekstiler kan også inneholde stoffene.

Regulering: Nonylfenol, oktylfenol og deres etoksilater, er forbudt i en rekke produkter. Bruk i maling og lakkprodukter, smøreoljer og faste bearbejdede produkter omfattes ikke av forbudet (produktforskriften § 2-18).

Alkylfenoler som inngår i denne kartleggingen:

- Nonylfenol
- Oktylfenol

Deteksjonsgrense: 1-5 ng/g tørrvekt (t.v.)

Bisfenol-A (BPA)

BPA brytes forholdsvis lett ned i vann og bioakkumulerer ikke i særlig grad i organismer. Stoffet er giftig for vannlevende organismer. Enkelte testresultater indikerer at BPA kan ha hormonforstyrrende effekter på fisk og snegl ved lave konsentrasjoner. I eksperimentelle studier på pattedyr er BPA vist å ha hormonforstyrrende effekter. Slike studier viser også at stoffet kan føre til reproduksjonsskader.

Bruksområde: Størstedelen av den mengden BPA som produseres i EU brukes til fremstilling av polykarbonatplast. Denne plasttypen brukes til blant annet i plastbeholdere for mat og drikke, elektroniske apparater og utstyr til biler. BPA brukes også i produkter som maling, lakk, lim og gulvbelegg. Stoffet brukes videre i belegget på varmfølsomt papir (for eksempel visse typer kvitteringspapir) og ved produksjon av PVC.

Regulering: Et forbud mot en rekke miljøgifter i forbrukerprodukter vurderes. Forslaget omfatter en grense for innhold av fritt tilgjengelig BPA i produkter.

Deteksjonsgrense: 5 ng/g tørrvekt (t.v.)

Bromerte flammehemmere (BFH)

BFH er en gruppe stoffer som brukes som brannhemmere i ulike produkter. Enkelte BFH er akutt giftige for vannlevende dyr og planter. Stoffene er ikke akutt giftige for mennesker, men det er påvist at gjentatt eksponering kan medføre leverskade. Det er mistanke om at enkelte BFH har hormonforstyrrende egenskaper og at de kan gi skader på nervesystemet.

Bruksområder: BFH benyttes i tekstiler, kretskort, plast i elektriske og elektroniske produkter, plastbasert isolasjon av typen EPS og XPS (byggeskum), isolasjon i bygg og veifyllinger, og i cellegummi til isolasjon av rør.

Regulering: Produktforskriften § 2-20 forbyr produkter som inneholder ulike bromdifenyletere (BDE): penta-BDE, okta-BDE eller deka-BDE. Heksabromsyklododekan (HBCDD) er foreslått forbudt i forbrukerprodukter.

BFH som inngår i denne kartleggingen:

- Polybromerte difenyl etere (PBDE)
- Heksabromsyklododekan (HBCDD)

- Tetrabrombisfenol A (TBBPA)

Deteksjonsgrense: 0,01-1 ng/g tørrvekt (t.v.)

Fosfororganiske flammehemmere (PFR)

Kunnskapen om disse stoffenes virkning i miljøet er foreløpig begrenset, men vi vet at noen av forbindelsene innenfor denne gruppen av kjemikalier kan være giftige og oppkonsentreres i organismer.

Bruksområder: PFR tilsettes ulike produkter for å hindre antenning, og brukes ofte som alternativ til bromerte flammehemmere. Salget har hatt en kraftig økning i Vest-Europa de ti siste årene, trolig på grunn av økt bekymring for bromerte flammehemmere. Flere bromerte flammehemmere fases nå ut, så bruken av fosfororganiske flammehemmere vil trolig øke ytterligere.

Regulering: Det pågår nå vurdering av risiko for flere av de fosforbaserte flammehemmere i EU.

PFR som inngår i denne kartleggingen:

- Tris-iso-butylphosphate (TIBP)
- Trisbutylphosphate (TBP)
- Tri(2-chloroethyl)phosphate (TCEP)
- Tri(1-chloro-2-propyl)phosphate (TCPP)
- Tri(1,3-dichloro-2-propyl)phosphate (TDCCP)
- Tri(2-butoxyethyl)phosphate (TBEP)
- Triphenylphosphate (TPhP)
- 2-ethylhexyl-di-phenylphosphate (EHDPP)
- Tetrekis(2-chloroethyl)dichloroisopentyldiphosphate (V6)

Deteksjonsgrense: 0,01- 2 ng/tørrvekt (t.v.)

Ftalater

Ftalater er en gruppe kjemiske stoffer som benyttes for å mykne PVC-plast. Noen av ftalatenes er reproduksjonsskadelige, det vil si at de kan skade forplantningsevnen og gi fosterskader (DEHP og DBP). Noen ftalater er miljøskadelige (BBP).

Bruksområder: Ftalater har vært brukt i en rekke produkter som leketøy, syntetisk lær, skosåler og regntøy.

Regulering: Det er forbudt å bruke DEHP, DBP og BBP i alt leketøy og i småbarnsartikler. Ftalatene DIDP, DINP og DNOP er forbudt i leketøy og småbarnsartikler som kan puttes i munnen inkludert votter og mansjetter/krager (produktforskriften § 3-12).

Ftalat som inngår i denne kartleggingen:

- Di-2 etylhexylftalat (DEHP)

Deteksjonsgrense: 30 ng/tørrvekt (t.v.)

Klorparafiner (kortkjedete og mellomkjedete)

Klorparafiner er kjemisk stabile og brytes langsomt ned. De tas lett opp gjennom føden og har stort potensial for å hoppe seg opp i organismer. Dette gjelder særlig de kortkjedete klorparafinene.

Bruksområder: Klorparafiner blir brukt blant annet i skjæreoljer og avfettingsmidler. Mellomkjedete klorparafiner brukes som myknere og brannhemmere i plast.

Regulering: Det er innført et forbud mot kortkjedete klorparafiner (produktforskriften § 2-17). Et forbud mot mellomkjedete klorparafiner er til vurdering.

Klorparafiner som inngår i denne kartleggingen:

- Kortkjedede (SCCP)
- Mellomkjedede (MCCP)

Deteksjonsgrense: 0.1-10 ng/tørrvekt (t.v.)

Kvikksølv (Hg)

Kvikksølv akkumulerer i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden, og er derfor mest skadelig for dyr på toppen av næringskjeden. De mest alvorlige skadevirkningene er skader på nervesystemet, nyreskader og kontaktallergi. Høye kvikksølvnivåer i morens blod kan gi fosterskader. Langtransporterte forurensninger fra andre land bidrar med større tilførsler av kvikksølv til norsk natur enn norske utslipp.

Bruksområder: Metallurgisk industri og amalgam i tannfyllingsmaterialer var de største kildene til utslipp av kvikksølv i 2005. Andre kilder som krematorier, kommunale avløp, kloakkslam og sigevann fra fyllinger bidro med rundt 24 prosent til sammen. Diffuse kilder som veitrafikk og skips- og båttrafikk bidro med ca. 20 prosent.

Regulering: Kvikksølv er regulert i produktforskriften og i avfallsforskriften. Fra 1. januar 2008 er det innført et generelt forbud mot kvikksølv i produkter, og forbud mot amalgam i tannbehandling, unntatt til spesielle pasientgrupper. Kvikksølvholdige termometre ble forbudt allerede i 1998. Det er forbud mot kvikksølv i emballasje og batterier (unntatt knappcelle batterier). Det er forbudt å bruke kvikksølv i de fleste EE-produkter, med unntak for lyskilder. FNs miljøprogram UNEP ble 20. januar 2009 enige om en ny global kvikksølvavtale som kan sikre store utslippsreduksjoner på verdensbasis.

Kvikksølvforbindelse som inngår i denne kartleggingen:

- Total kvikksølv

Deteksjonsgrense: 3 ng/g tørrvekt (t.v.)

Perfluorerte organiske forbindelser (PFC)

PFCs (perfluorerte organiske forbindelser) er en stor gruppe kjemiske stoffer. Totalt finnes det flere hundre slike forbindelser. Vi har lite kunnskap om effektene på helse og miljø for de fleste av forbindelsene. To av stoffene, PFOS (perfluoroktylsulfonat) og PFOA (perfluoroktylsyre), har kjente alvorlige helse- og miljøskadelige effekter. De er persistente og gjenfinnes i miljøet.

Bruksområder: PFOS har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1950-tallet. PFOS har blant annet blitt brukt i brannskum. Perfluorerte stoffer brukes på grunn av sine gode overflateegenskaper som smuss- og vannavstøtende impregnering i skotøy og tekstiler, gulvtepper, markiser og presenninger.

Regulering: PFOS og PFOS-relaterte forbindelser (stoffer som kan brytes ned til PFOS) er forbudt i brannskum, tekstiler og impregneringsmidler (produktforskriften § 2-23). PFOA er foreslått forbudt i forbrukerprodukter.

PFC som inngår i denne kartleggingen:

- Flyktige og ioniske (se Vedlegg 2)

Deteksjonsgrense: 0,1-10 ng/g tørrvekt (t.v.)

Polyklorerte bifenyler (PCB)

PCB er svært tungt nedbrytbart og har høy fettløselighet. Disse egenskapene gjør at PCB lagres i fettrike deler i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. PCB kan svekke immunforsvar, gi skade på nervesystemet, leverkreft, redusere forplantningsevnen og skade fosteret. PCB er akutt giftig for marine organismer. Selv i små konsentrasjoner har PCB kroniske giftvirkninger både for landlevende og vannlevende organismer.

Bruksområder: Den største bruken av PCB var på 1960-70 tallet. PCB-holdige oljer ble brukt i isolasjons- og varmeoverføringsoljer i elektrisk utstyr, som store kondensatorer og transformatorer. Det var også relativt vanlig å bruke kondensatorer med PCB i lysarmatur. Videre har PCB vært brukt i bygningsmaterialer som mørteltilsetning, isolerglasslim, fugemasse og maling.

PCB-kongenere som inngår i denne kartleggingen:

- PCB₇ (IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180)
- Non-orto PCB/dioksinlignende PCB (IUPAC nr. 77, 81, 126, 169)

Deteksjonsgrense: 0,01 ng/g tørrvekt (t.v.) for PCB₇ og 0,01-1 ng/g tørrvekt (t.v.) for non-orto PCB/dioksinlignende PCB

Siloksaner

Oktametylsyklotetrasiloksan (D4) og dekametylsyklopentasiloksan (D5) er to siloksaner som er betenkelige med hensyn på mulige helse- og miljøvirkninger.

Bruksområder: Siloksaner inngår i en rekke produkter som hygieneprodukter, bilvoks, rengjøringsmidler, bilpleieprodukter, skumdempingsmidler, fugemasser og fugelim.

Regulering: Under vurdering.

Siloksaner som inngår i denne kartleggingen:

- Oktametylsyklotetrasiloksan (D4)
- Dekametylsyklopentasiloksan (D5)

Deteksjonsgrense: 10-50 ng/g tørrvekt (t.v.)

Triklosan

Det bakteriehemmende stoffet triklosan mistenkes å fremme antibiotikaresistens hos bakterier. Triklosan er dokumentert å være svært giftig for vannlevende organismer. Stoffet kan forårsake langtidseffekter i miljøet fordi det hopper seg opp i organismene, og fordi det ikke er lett nedbrytbart.

Bruksområder: Triklosan brukes blant annet i hygieneprodukter som tannpasta, deodorant, såpe og i rengjøringsmidler. Det kan også finnes i forbrukerartikler som kjøkkenredskaper, leketøy, sengetøy, sokker og søppelsekker.

Regulering: Triklosan er foreslått forbudt i forbrukerprodukter.

Deteksjonsgrense: 1-5 ng/g tørrvekt (t.v.)

3.5 Kjemiske analysemetoder og deteksjonsgrenser

Samtlige analyser av miljøgifter med unntak av PFR og Hg (i passive prøvetaker) ble utført av NILUs analyselaboratorium. Analyse av PFR ble videresendt i NILUs regi til Svenska Miljöinstitutet (IVL), mens Hg i passive prøvetakere og TOC i sedimentene ble analysert av NIVAs analyselaboratorium. Ekstraksjon av passive prøvetakere ble utført av NIVAs laboratorium, mens ekstraktene ble analysert av NILU.

Prøveopparbeidelse og analyse av sedimenter og passive prøvetakere ble gjennomført etter internstandardmetoden. Med dette menes at en kjent konsentrasjon av en relevant internstandard blir tilsatt ved prøveopparbeidelse og seinere kvantifisert. Dette gir mulighet til å kontrollere utbytte under hele analyseforløpet, og eventuelt korrigere for mulige tap.

Analysemetoder som ble benyttet i dette prosjektet er beskrevet i tidligere SFT-rapporter og en Nordisk screening-rapport. For analysemetoder for alkylfenoler (samme metode som TBBPA og BPA, pers. med Ellen Katrin Enge, NILU), BPA, SCCP, MCCP, PBDE, TBBPA, PCB og triklosan se (Fjeld et al., 2007), for Hg og PCB i sedimenter se (Fjeld et al., 2004b), for PFR, DEHP og PFOS se (Green et al., 2008), for HBCD se (Berge et al., 2008), for siloksaner se (Kaj et al., 2005). TOC ble bestemt med NIVAs akkrediterte metode G-6.

Under beskrivelse av miljøgifter i Kapittel 3.4 er den metodiske deteksjonsgrensen for de ulike miljøgiftene (analyttene) gitt. Disse verdiene anses som veiledede og er forventede deteksjonsgrenser basert på empiriske erfaringer under metodeutviklingen. Under en kjemisk analyse vil deteksjonsgrensen variere noe, og avhenge av for eksempel prøvemengde, matrikseffekter og instrumentets følsomhet. Dette medfører at deteksjonsgrensen endres noe for hver enkelt prøve, selv om analysen utføres under tilnærmede samme betingelser. NILU beregner deteksjonsgrensen for hver prøve under en analyse. Deteksjonsgrensene for hver prøve er gitt i Vedlegg 3, hvor TOC-normaliserte verdier (se Kap. 4, Resultater) er gitt i tabellform. Disse resultatene fremkommer også i Vedlegg 5, hvor primærdata foreligger. Resultater som er under deteksjonsgrensen, er merket av med en <, som indikerer at målt konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Under presentasjonen av resultatene er kun verdier høyere enn deteksjonsgrensen vist.

3.6 Prinsippal komponent analyse

Prinsippal komponent analyse (PCA) er en statistisk multivariat analysemetode som reduserer dimensjonen i komplekse datasett som har mange variable. Dette gjøres ved at man samler korrelerte variable til et færre antall ukorrelerte variable, kalt prinsippal komponenter, som spenner ut variansen i datamaterialet. På denne måten vil man lettere kunne se underliggende struktur i datamaterialet (Johnson and Wichern, 1992).

Da det i kildesporingen er få variable som ble analysert mente vi at en PCA-analyse hadde liten funksjon i dette datamaterialet. Resultatene fra kartleggingen av miljøgifter i sedimenter er derimot et velegnet datamateriale å utføre PCA-analyse på, siden vi her har mange parametere og variable.

Vi valgte å utføre PCA-analysen på et sett med miljøgifter, og tok bort TBBPA og D-4, da disse var i konsentrasjoner under deteksjonsgrensen på de fleste stasjonene. Nonylfenol er ikke inkludert i PCA-analysen, da det var usikkerhet ved de kjemiske analysene av dette stoffet på det tidspunktet PCA-analysen ble gjennomført. For miljøgifter hvor vi kunne

summere opp total konsentrasjon ble dette gjort, for eksempel Σ HBCD (Sum HBCD). I sedimenter hvor konsentrasjonen av en miljøgift var under deteksjonsgrensen, ble halve denne verdien benyttet. PCA-analysen ble utført på tørrvektbasert data (ng/g t.v.). Konsentrasjonene av miljøgiftene ble normaliserte ved at de ble \log_{10} -transformert og deretter standardisert (målt verdi – gjennomsnitt)/standardavvik). PCA-analysen ble utført ved hjelp av programmet JMP 8 (SAS Institute).

3.7 Uttak av sedimenter

Uttak av sedimenter ble utført med en liten Van Veen bunngrabb. Grabb ble vasket med aceton før bruk og første sedimentuttak ble brukt til vasking av grabb. Fra hvert prøvetakningspunkt ble det tatt ut 3-8 uttak, som ble blandet sammen og overført til Duran-flasker og slått sammen til en blandprøve. Flaskene var vasket, rensed med aceton og heksan, og deretter glødet. Prøvetakning ble gjort ved vading eller ved bruk av båt. Det ble i størst mulig grad forsøkt å ta ut sedimenter med et høyt innhold av organiske materiale, da miljøgiftene i hovedsak er budet til organisk materiale. I tilfeller hvor det var et høyt innhold av stein/grus, løv og kvister ble sedimentene siktet gjennom en sikt med maskevidde 5 mm. Alt utstyr ble vasket med aceton mellom hver prøvetakningsstasjon.

Under prøvetakning og bearbeiding av sedimentene ble det benyttet nitril-plasthandsker og utstyr av rustfritt stål. Prøveflaskene ble pakket inn i Al-folie og fryst ned i tørris umiddelbart. Fram til analyse var alle prøvene frosset ned. For eventuelt å korrigere for innhold av miljøgifter i forhold til organisk materiale, ble TOC bestemt i sedimentene. Dette vil også forsikre oss om at vi har en viss andel av organiske materiale i sedimentene. Det var generelt vanskelig å finne sedimentsubstrat i Akerselva som hadde et visst nivå av organisk material, og elva var dominert av steinsubstrat. I Alna var dette et mindre problem, da flere av sedimentene var dominert av leire. Resultater fra TOC-analysene i sedimentene er gitt i Vedlegg 1/Tabell 1.

3.8 Passive prøvetakere og kontinuerlig vannstrømsentrifuge

I prosjektet ble det benyttet 3 ulike passive prøvetakere; Diffusion Gradient in Thin film device (DGT), Semi Permeable Membrane Device (SPMD) og Polar Organic Chemical Integrative Sampler (POCIS). I tillegg ble det benyttet en kontinuerlig vannstrømsentrifuge. Ved bruk av passive prøvetakere vil man måle konsentrasjonen av oppløste miljøgifter i vann, mens den kontinuerlige vannstrømsentrifugen måler miljøgifter bundet til partikulært materiale. Ytterligere informasjon om tidspunkt for utplassering og innhenting av de passive prøvetakerne og sentrifuge er gitt i Vedlegg 4.

3.8.1 Kildesporing av kvikksølv med DGT

For kildesporing av kvikksølv i et område i Akerselva ble det benyttet DGTer. DGTer ble plassert ut på prøvestasjon Ben-Ak, Vøy-Ak og Hju-Ak. På hver prøvestasjon ble to DGTer bundet sammen i en plaststrømpe og bundet fast til en stein som ble senket i vannet. Bilde 1 viser DGTer utplassert ved Beyerbrua. For alle stasjonene ble det benyttet samme blindprøve, hvor eske som inneholdt en ubrukt DGT ble åpnet og lukket under hver utplassering. For beregninger av Hg-konsentrasjon ble denne blindprøven analysert for kvikksølv og konsentrasjonen av kvikkesølv trukket fra i DGTer utplassert på de ulike prøvestasjonene.

Konsentrasjonen av kvikksølv ble bestemt i Chelex ionebytter og polyakrylamidgel. Bruk av passive prøvetakere til kvikksølv er lite utprøvd og man har i dag ingen fullgod prøvetaker for dette elementet. Vi anser DGT for å være den mest velegnede prøvetakeren for sponningsstudier av kvikksølv i vann (Docekalova and Divis, 2005)



Bilde 1. Utplussing av DGTer for kildesporing av kvikksølv ved Beyerbrua i Akerselva (Foto: B. Nordbø).

3.8.2 Kildesporing av PCB₇ og dioksinlignende PCB med SPMD

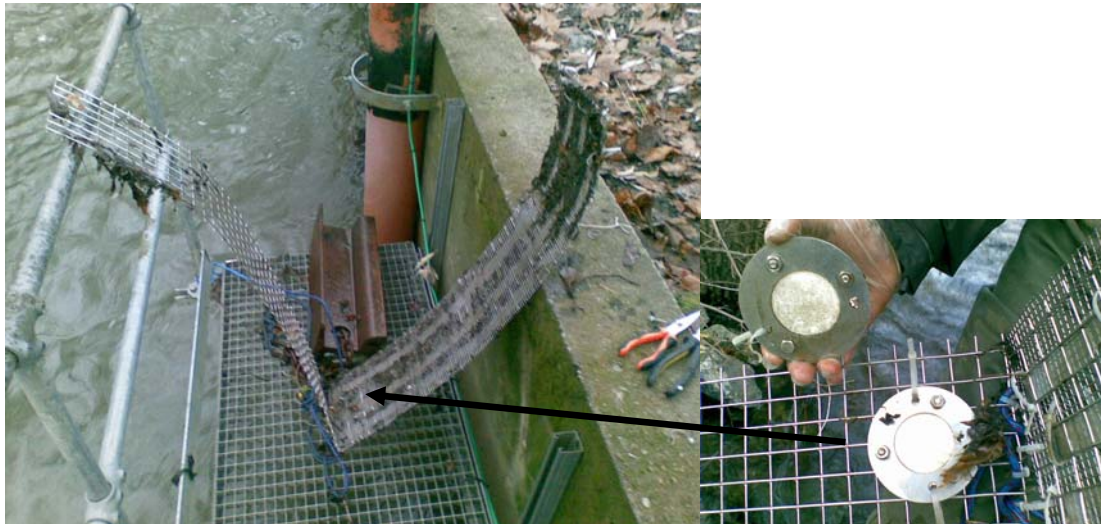
For kildesporing av PCB₇ og dioksinlignende PCB i et avgrenset område i Alna ble det benyttet SPMDer. På hver prøvestasjon ble det plassert ut 2 SPMDer som ble plassert i en SPMD-holder (Bilde 2). Buret med SPMDer ble holdt fast til bunnen ved hjelp av jernbanesviller og holdt åpne av en bøye. For alle stasjonene ble det benyttet samme blindprøve, hvor eske som inneholdt en ubrukt SPMD ble åpnet og lukket under hver utplussing. For beregninger av konsentrasjon av PCB-forbindelsene ble denne blindprøven analysert, og konsentrasjonen av PCB-forbindelsene trukket fra i SPMDer utplussert på de ulike prøvestasjonene. Bruk av SPMD til PCB-sporing er vel utprøvd (McCarthy et al., 2000).



Bilde 2. SPMDer (venstre) og holder hvor de ble plassert (høyre).

3.8.3 Beregning av tilførsler i oppløst fase med SPMD og POCIS

For beregning av tilførsler av oppløste miljøgifter ble det benyttet SPMDer og POCISer, samt en kontinuerlig vannstrømsentrifuge. For de bromerte flammehemmerne ble det benyttet SPMDer, mens det til de perfluorerte forbindelsene ble benyttet POCISer. For å øke opptakraten ble disse plassert på en åpen metallplate med netting og festet til bunnen med jernbanesviller og holdt oppe av bøyer (Bilde 3). På hver prøvestasjon (Fos-Ak og Kvæ-Aln) ble det plassert ut 3 SPMDer og 2 POCISer. Nettingplaten på Kvæ-Aln ble i første omgang ødelagt ved at noen hadde forsøkt å ta den opp, noe som resulterte i at alle membranene på de ulike prøvetakerne sprakk. Da dette ble oppdaget ble de umiddelbart erstattet, men da i et tilsvarende bur som vist i Bilde 2. Bruk av passive prøvetakere til sporing av bromerte flammehemmere og perfluorerte forbindelser i vann er lite utprøvd.



Bilde 3. Passive prøvetakere benyttet i Alna og Akerselva. SPMD er plassert langs netting (venstre) og POCIS (høyre). Pil angir plassering av POCIS på netting.

3.8.4 Beregning av tilførsler i partikulært materiale med kontinuerlig vannstrømsentrifuge

I stedet for bruk av sedimentfeller valgte NIVA å benytte seg av kontinuerlig vannstrømsentrifuge. Valg av en kontinuerlig vannstrømsentrifuge fremfor sedimentfeller ble gjort, da vi var usikre på om sedimentfeller ville klare å fange opp høye nok konsentrasjoner av de aktuelle miljøgiftene. Prinsippet bak den kontinuerlige vannstrømsentrifugen baserer seg på at vann pumpes kontinuerlig opp fra elva ved hjelp av en peristaltisk pumpe til en sentrifuge som roterer kontinuerlig. Ved hjelp av sentrifugalkraft vil organisk materiale feste seg til kantene av sentrifugebeholderen, mens overskuddsvann renner over kanten. Sentrifugen ble plassert ut 24 timer i VAVs målestasjoner ved Nedre Foss og Kværner.

For Alna ble det utført to uttak, mens det for Akerselva ble tatt tre. Innhold av organisk materiale var lavt i Akerselva, og tre prøver måtte slås sammen til en for å få nok materiale til å utføre analysene. Bilde 4 viser den kontinuerlig vannstrømsentrifugen. I oppsamlet organisk materiale ble bromerte flammehemmere og perfluorerte organiske forbindelser bestemt. Før bruk ble slanger og sentrifugebeholder vasket med aceton og skylt godt med ionebyttet vann.



Bilde 4. Kontinuerlig vannstrømsentrifuge benyttet i Alna og Akerselva.

4. Resultater

Resultater fra undersøkelsen er delt i tre, kartlegging, kildesporing og tilførsler, og elvene er behandlet hver for seg.

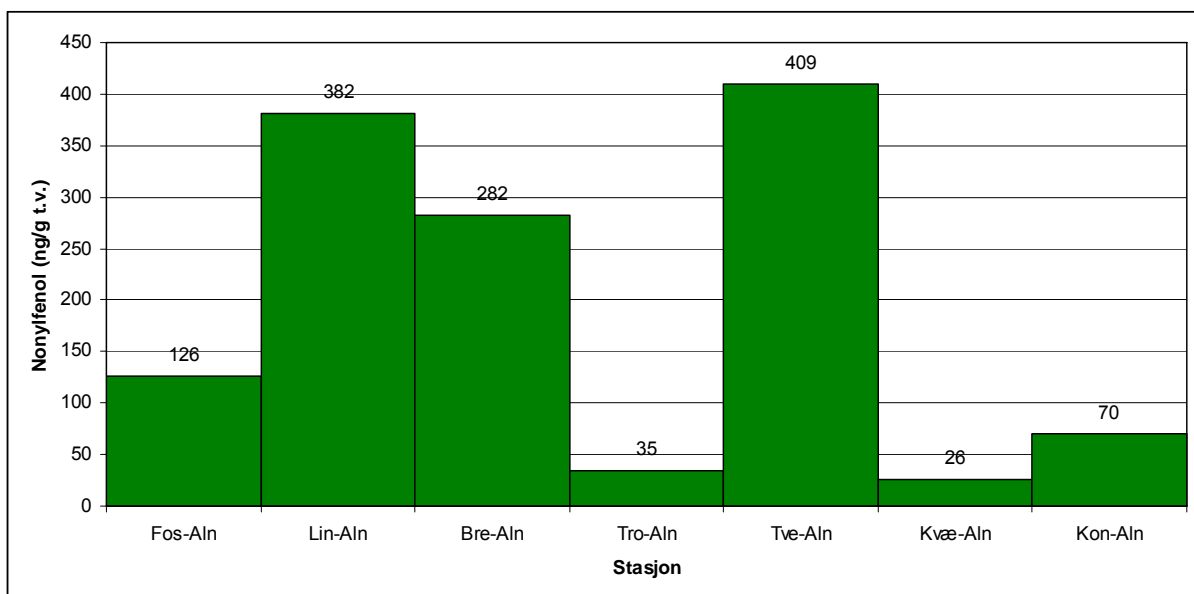
Etter ønske fra SFT ble det valgt å presentere resultater på tørrvektbasis (ng/g tørrvekt). Dette er også vanlig praksis i internasjonal litteratur. Flere av miljøgiftene som er analysert i dette prosjektet bindes til oppløst organisk materiale, slik som for eksempel humusstoffer, og vil i stor grad være assosiert til organisk materiale i sedimentene. Innhold av miljøgifter i hvert sedimentuttak vil da være avhengig av innhold av organisk materiale i sedimentene. Da innholdet av organisk materiale varierte mellom elvene og sedimentuttakene, har vi også valgt å presentere resultatene normalisert til innhold av total organisk karbon (TOC). Med TOC-normaliserte verdier mener man konsentrasjon av miljøgift i forhold til innhold av organisk materiale i sedimentet (ng/g TOC). Dette ble også gjort for å kunne sammenligne resultater med andre SFT-rapporter, hvor man oppgir TOC-normaliserte verdier. TOC-normaliserte verdier ble lagt i Vedlegg 3.

4.1 Kartlegging av Alna

Konsentrasjonen av de ulike miljøgiftene funnet i sedimenter fra Alna under kartleggingen er vist i figurer nedenfor. Alle figurer er presentert på tørrvektbasis, ng/g tørrvekt (t.v.).

4.1.1 Alkylfenoler (oktylfenoler og nonylfenoler)

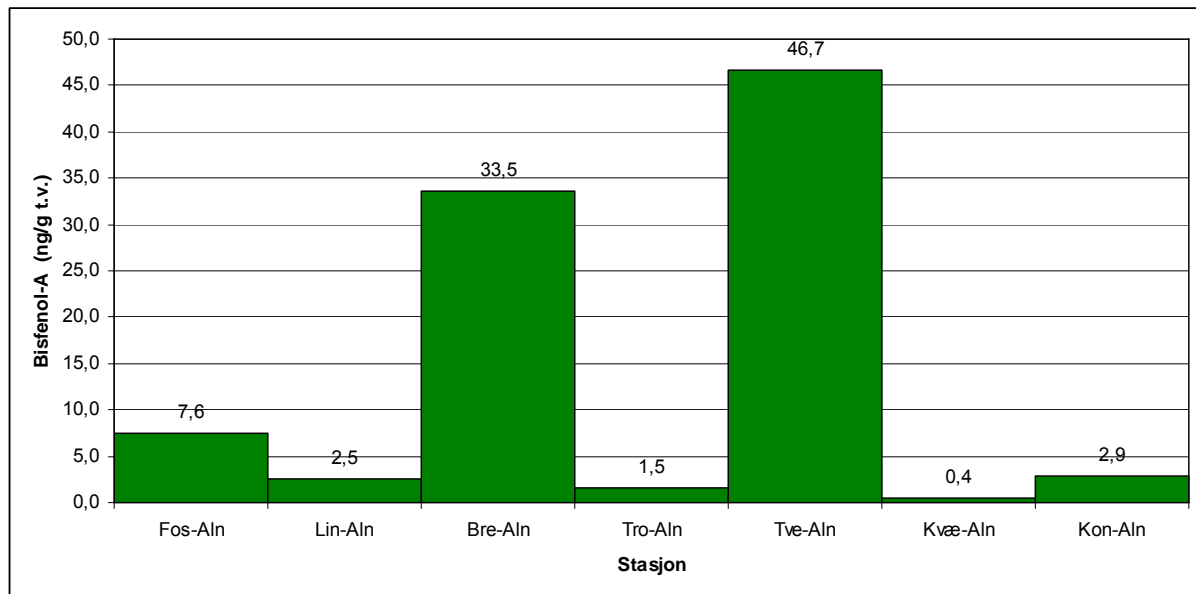
P.g.a. kontamineringsproblemer hos NILU kunne ikke resultatene fra oktylfenoler anvendes. Konsentrasjonen av nonylfenoler i sedimenter fra Alna er vist i **Figur 4**. Konsentrasjonen av nonylfenoler var i området 26-409 (ng/g t.v.). Høyeste konsentrasjon ble målt oppstrøms bro i Tvetenveien (Tve-Aln) og nedstrøms Lindebergbekken (Lin-Aln).



Figur 4. Konsentrasjoner av nonylfenoler i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene.

4.1.2 Bisfenol-A (BPA)

Konsentrasjonen av BPA i sedimenter fra Alna er vist i **Figur 5**. Konsentrasjonen av BPA var i området 0,4-46,7 (ng/g t.v.). Høyeste konsentrasjon ble målt i Fossumbekken (Fos-Aln), i kulverten i Breivollveien (Bre-Aln) og oppstrøms bro ved Tvetenveien (Tve-Aln). Betydelig lavere verdier ble funnet i sedimentene fra de andre målestasjonene.



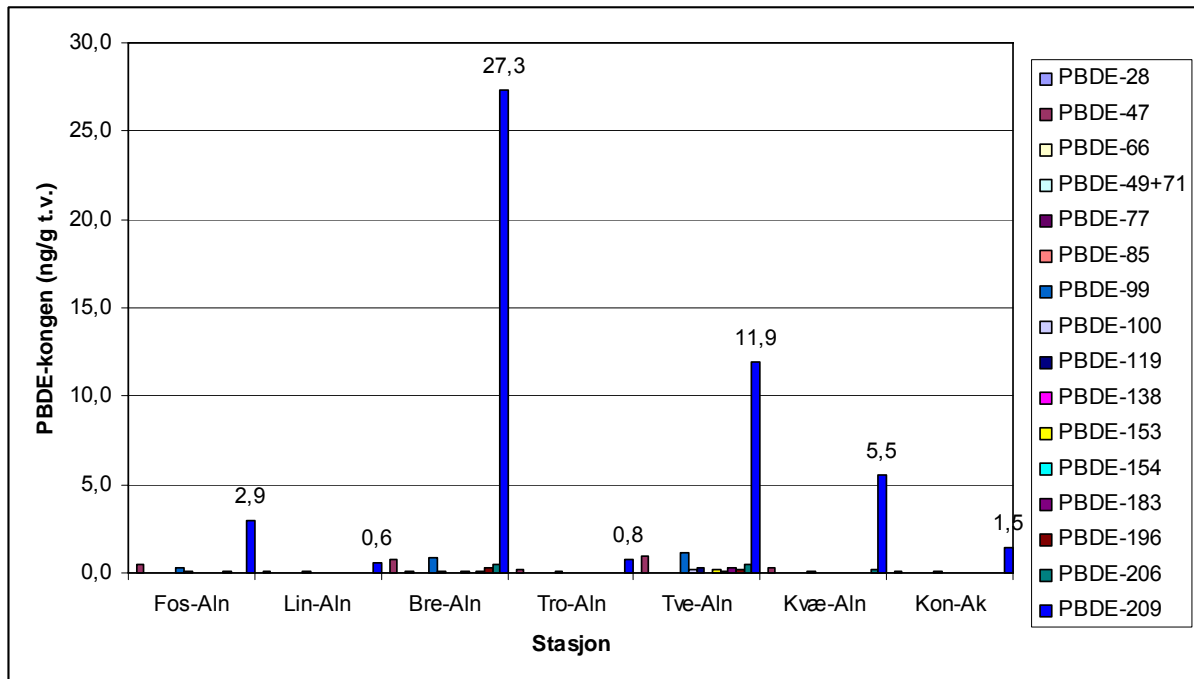
Figur 5. Konsentrasjoner av BPA i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene.

4.1.3 Bromerte flammehemmere (BFH)

De ulike bromerte flammehemmerne analysert i sedimenter fra Alna er samlet i dette kapittelet.

4.1.3.1 Polybromerte difenyletere (PBDE)

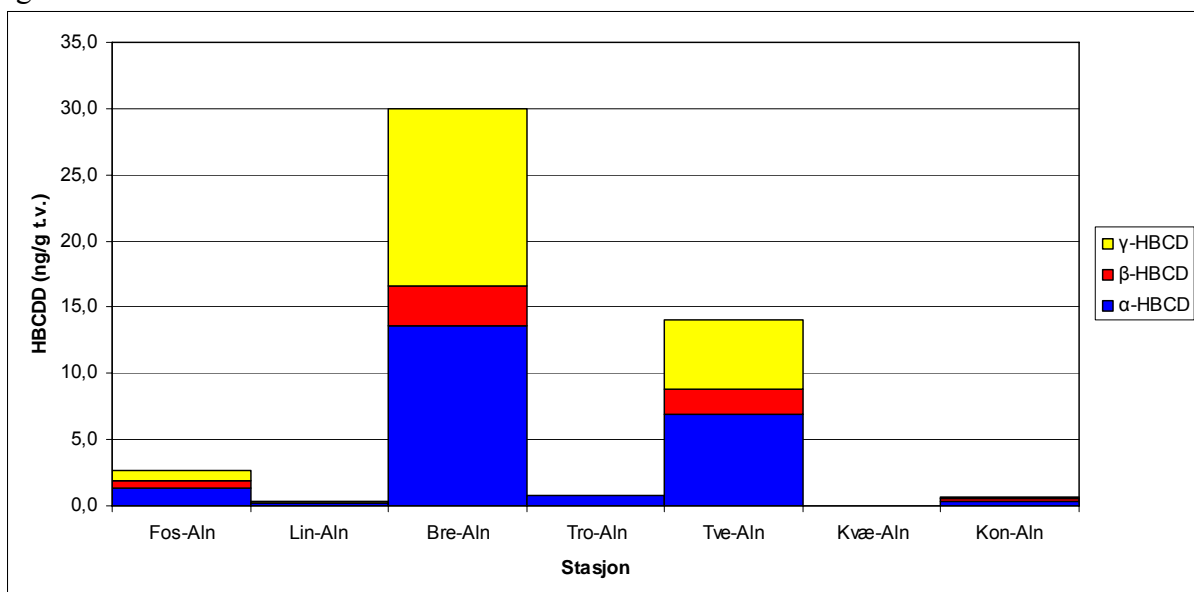
Konsentrasjoner av utvalgte polybromerte difenyletere (PBDE) i sedimenter i Alna er gitt i **Figur 6**. Høyeste konsentrasjon ble funnet i kulvert ved Breivollveien (Bre-Aln) og oppstrøms bru i Tvetenveien (Tve-Aln). Lave konsentrasjoner ble funnet i Trosterudbekken (Tro-Aln) og nedstrøms Lindebergbekken (Lin-Aln). De fleste kongener var tilstede i lave konsentrasjoner, og i nærheten av deteksjonsgrensen. Den fullbromerte forbindelsen BDE-209 var i høyest konsentrasjon i alle sedimentene, mens kongenerne BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-183, BDE-196 og BDE-206, var gjennomgående i underkant av 1 ng/ g t.v., noe som medførte at prosentandelen av BDE-209 var høy, opptil 91%.



Figur 6. Konsentrasjoner av PBDE-kongener i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.1.3.2 Heksabromsyklododekan (HBCDD)

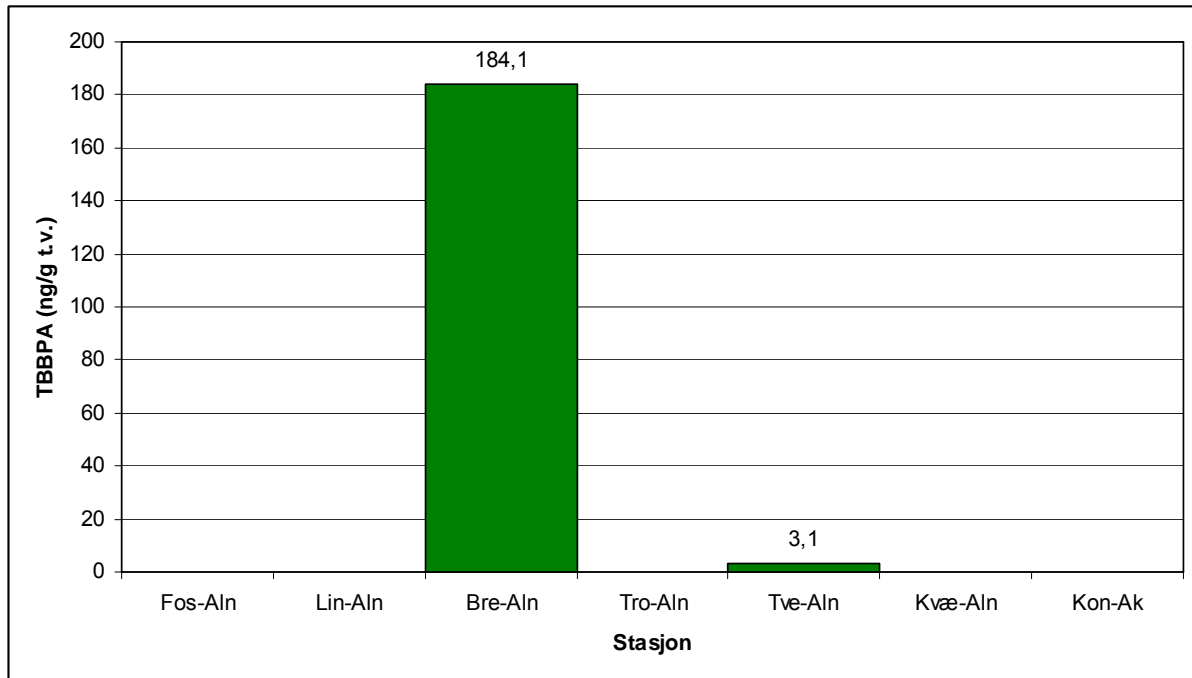
Konsentrasjoner av de ulike isomerene av HBCDD i sedimenter fra Alna er vist i **Figur 7**. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet i kulvert i Breivollveien (Bre-Aln) og oppstrøms bru i Tvetenveien (Tve-Aln). Konsentrasjoner av HBCDD i sedimentene var lave i de andre målestasjonene, og ofte under deteksjonsgrensen. Prosentandelen av α -isomereren var 48, 46 og 49 i henholdsvis Fossumbekken, kulvert i Breivollveien (Bre-Aln) og oppstrøms bru i Tvetenveien (Tve-Aln), mens prosentandelen av γ -isomereren i de samme stasjonene var 32, 44 og 38.



Figur 7. Konsentrasjon av den enkelte HBCDD-isomerene i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.1.3.3 Tetrabrombisfenol A (TBBPA)

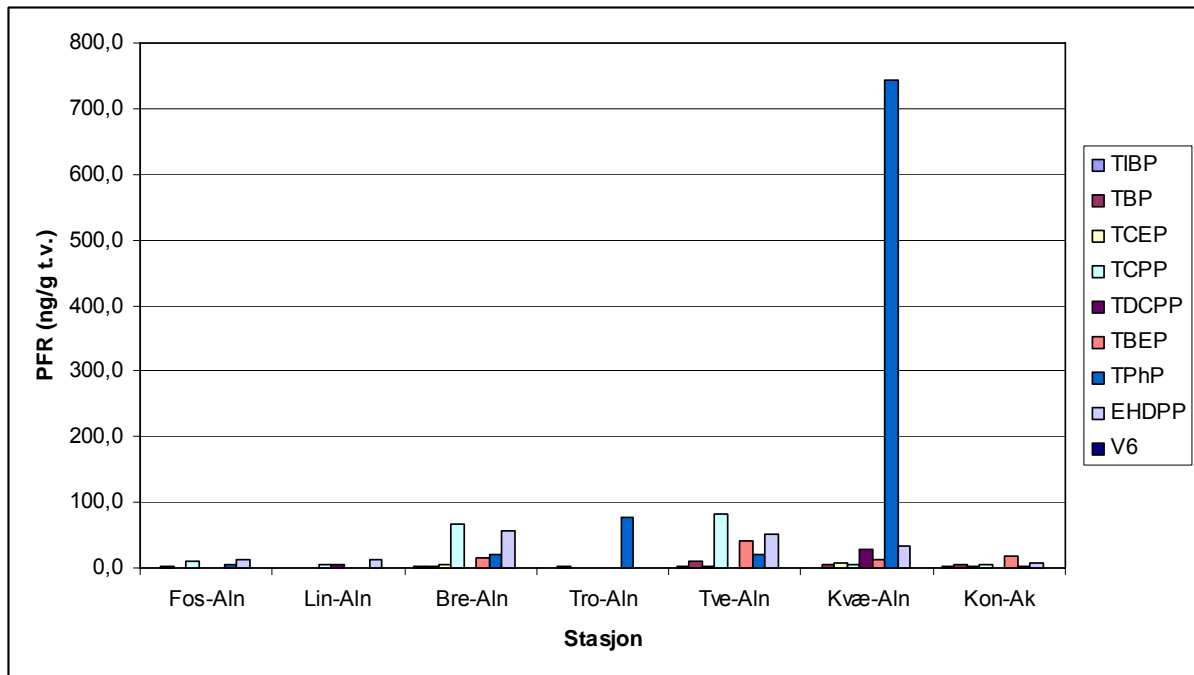
Konsentrasjoner av TBBPA i sedimenter fra Alna er gitt i **Figur 8**. I de fleste sedimentene var konsentrasjonen av TBBPA under deteksjonsgrensen. Høyest konsentrasjon ble målt i sedimenter fra kulvert i Breivollveien (Bre-Aln).



Figur 8. Konsentrasjoner av TBBPA i sedimenter fra Alna. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.1.4 Fosfororganiske flammehemmere (PFR)

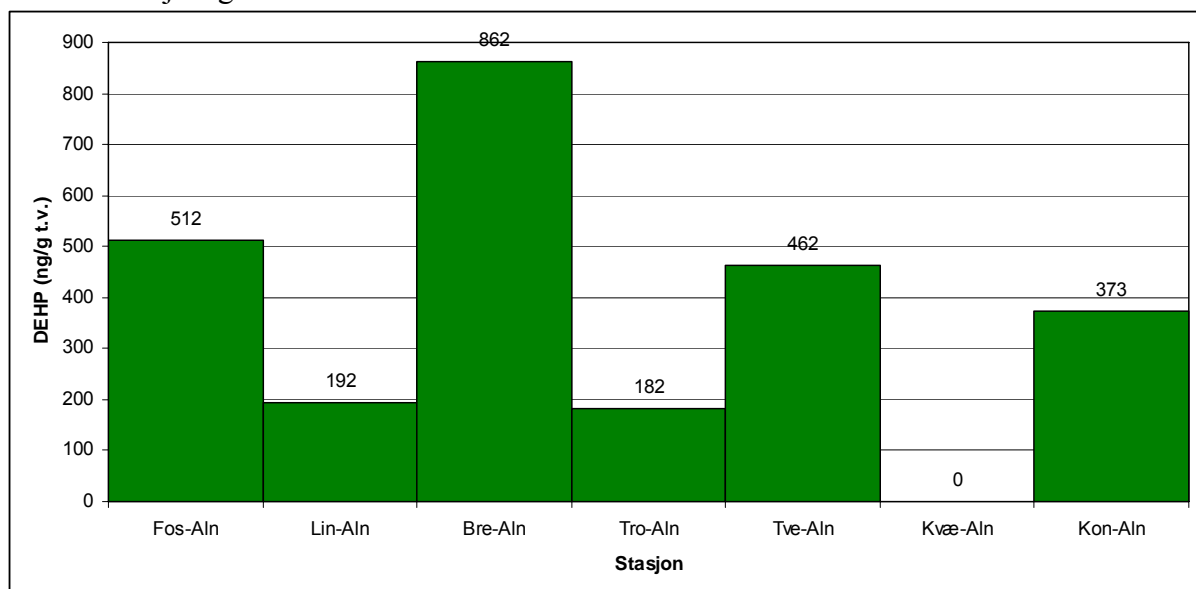
Konsentrasjonen av fosfororganiske flammehemmere i sedimenter fra Alna er gitt i **Figur 9**. TIBP og TBP var de eneste forbindelsene som var kvantifiserbare i alle sedimentene. Konsentrasjonene av TIBP og TBP var i området 0,3-1,9 (ng/g t.v.) og 0,7-10,3 (ng/g t.v.) henholdsvis. Stasjonen ved Breivollen (Bre-Aln), Tvetenveien (Tve-Aln) og Kværner (Kvæ-Aln) hadde de høyeste konsentrasjonene av PFR. Konsentrasjonen av TPhP i sedimenter fra Trosterudbekken (Tro-Aln) og Kværner (Kvæ-Aln) var høy. TCPP og EHDPP var de dominerende forbindelsene i Alna, og fra kulvert i Breivollveien (Bre-Aln) og nedstrøms utgjorde TBEP en vesentlig andel av PFR. V6 var under deteksjonsgrensen i alle sedimentene. Den høye konsentrasjonen av TPhP målt i sediment fra Kværner var høy, og analysen burde blitt repetert for å fastslå at resultatet var korrekt.



Figur 9. Konsentrasjonen av PFR i sedimenter fra Alna. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.1.5 Ftalater (DEHP)

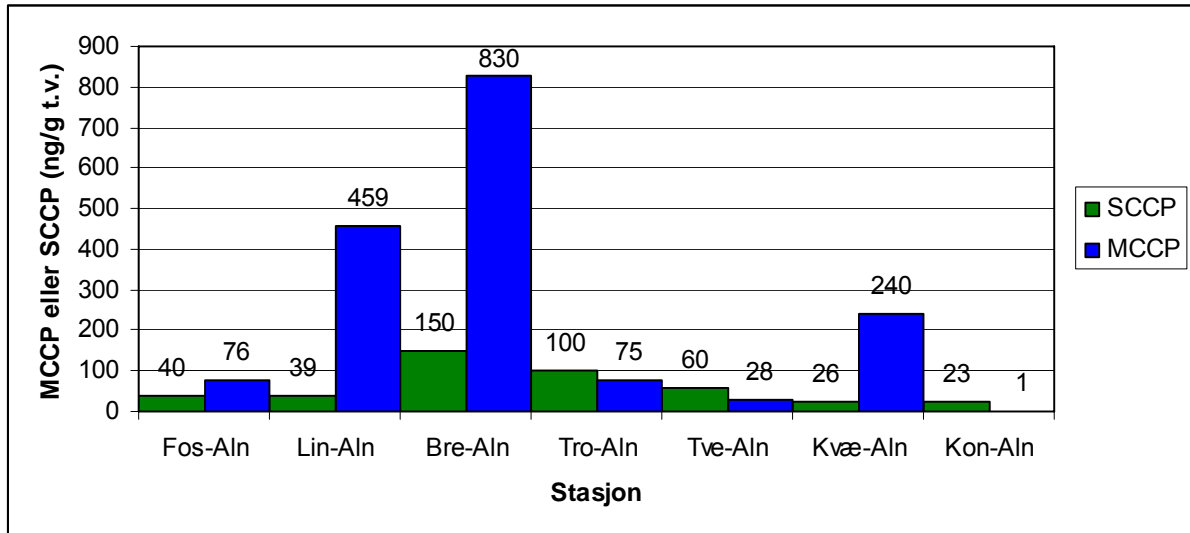
Konsentrasjoner av DEHP i sedimenter fra Alna er gitt i **Figur 10**. Konsentrasjonen av DEHP varierte fra 182-862 (ng/g t.v.). Høyeste konsentrasjon av DEHP ble funnet i sedimenter fra Fossumbekken (Fos-Aln) og ved kulverten i Breivollveien (Bre-Aln). I Trosterudbekken (Tro-Aln) og nedstrøms Lindebergbekken (Lin-Aln) var konsentrasjoner av ftalater noe lavere enn ellers i vassdraget, med unntak av sediment fra Kværner, hvor DEHP-konsentrasjon var under deteksjonsgrensen.



Figur 10. Konsentrasjon av DEHP i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.1.6 Klorerte parafiner

Konsentrasjonen av klorerte parafiner fra sedimenter i Alna er gitt i **Figur 11**. I sedimentene varierte konsentrasjonen av klorerte parafiner fra 23-150 (ng/g t.v.) for kortkjedede (SCCP) og 1-830 (ng/g t.v.) for mellomkjedede (MCCP). I prøver hvor konsentrasjonen av klorerte parafiner var høyest, var forholdet SCCP:MCCP < 1. Høyest konsentrasjon ble målt i kulvert ved Breivollveien (Bre-Aln).



Figur 11. Konsentrasjon av SCCP og MCCP i sedimenter fra Alna.

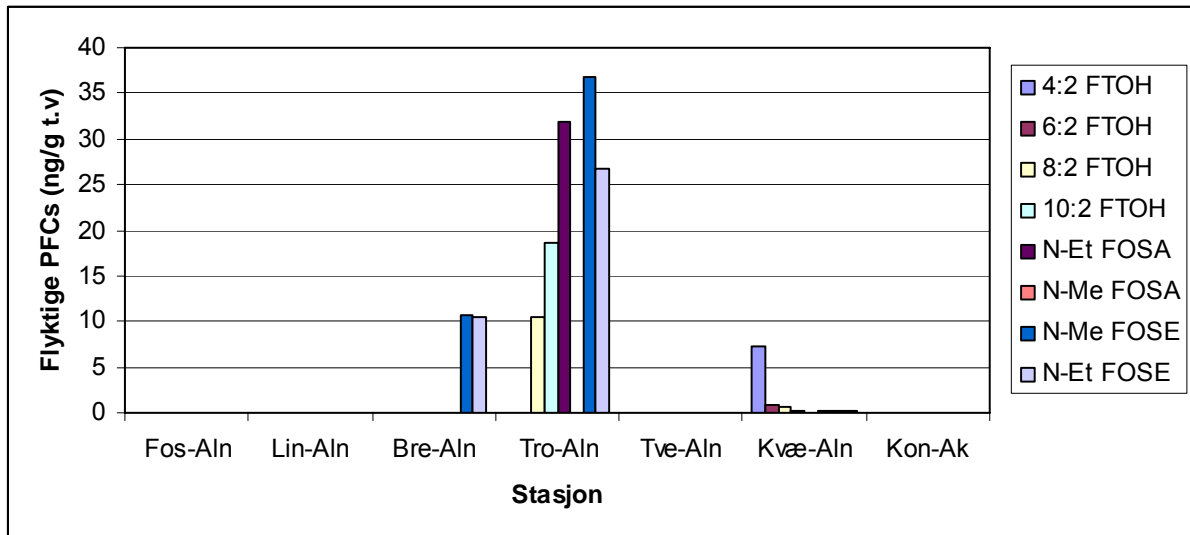
4.1.7 Perfluorerte organiske forbindelser (PFC)

Konsentrasjonen av flyktige og ioniske PFCs i sedimenter fra Alna er vist i **Figur 12** og **Figur 13**, henholdsvis.

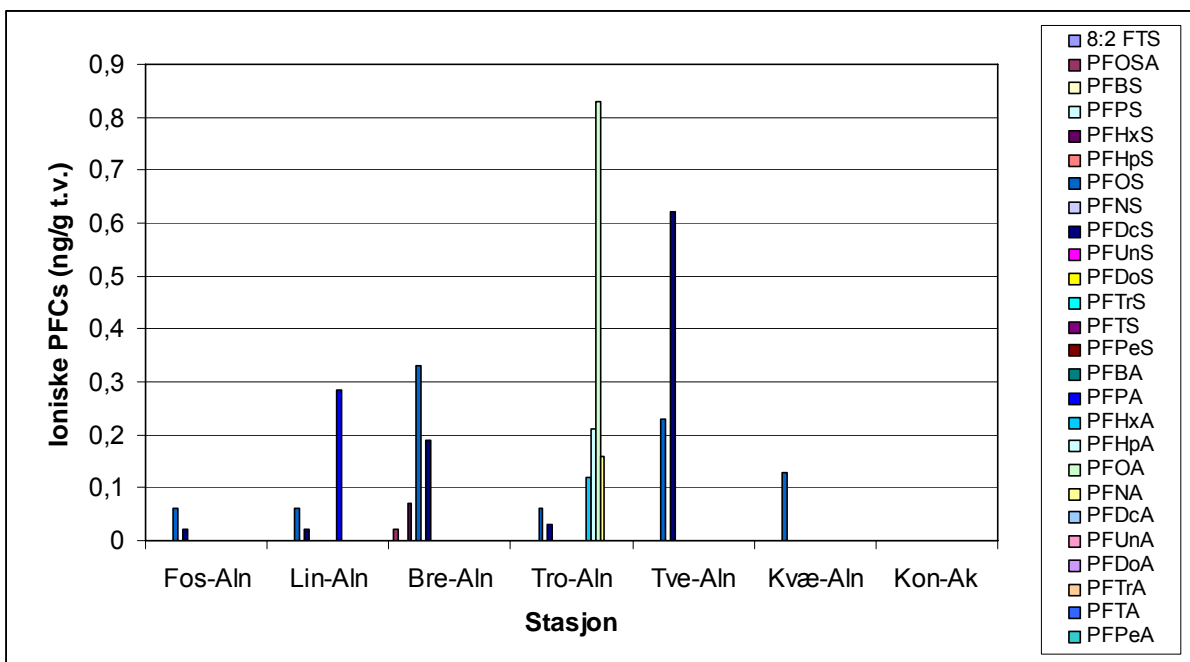
De fleste flyktige PFCs var under deteksjonsgrensen i sedimentene. I sediment fra Kværner (Kvæ-Aln) var alle flyktige PFCs i konsentrasjon over deteksjonsgrensen og konsentrasjonene var lave. Fra sediment i Trosterudbekken (Tro-Aln), som hadde den høyeste konsentrasjonen av PFCs i Alna ble færre forbindelser påvist, men konsentrasjonen av de enkelte var høyere. N-Me FOSE og N-Et FOSE ble påvist i kulverten i Breivollveien (Bre-Aln).

Konsentrasjonen av ioniske PFCs var under deteksjonsgrensen i de fleste sedimentene.

Forbindelsene PFOS og PFDCs ble påvist i flest sedimenter. I sedimentene fra Trosterudbekken (Tro-Aln) og kulverten i Breivollveien (Bre-Aln) ble flest ioniske PFCs påvist. ΣPFAS (PFOSA + PFHxS + PFOS + PFHxA + PFOA + PFNA), var høyest i sediment fra Trosterudbekken (Tro-Aln), hvor konsentrasjonen var 1,1 (ng/g t.v.).



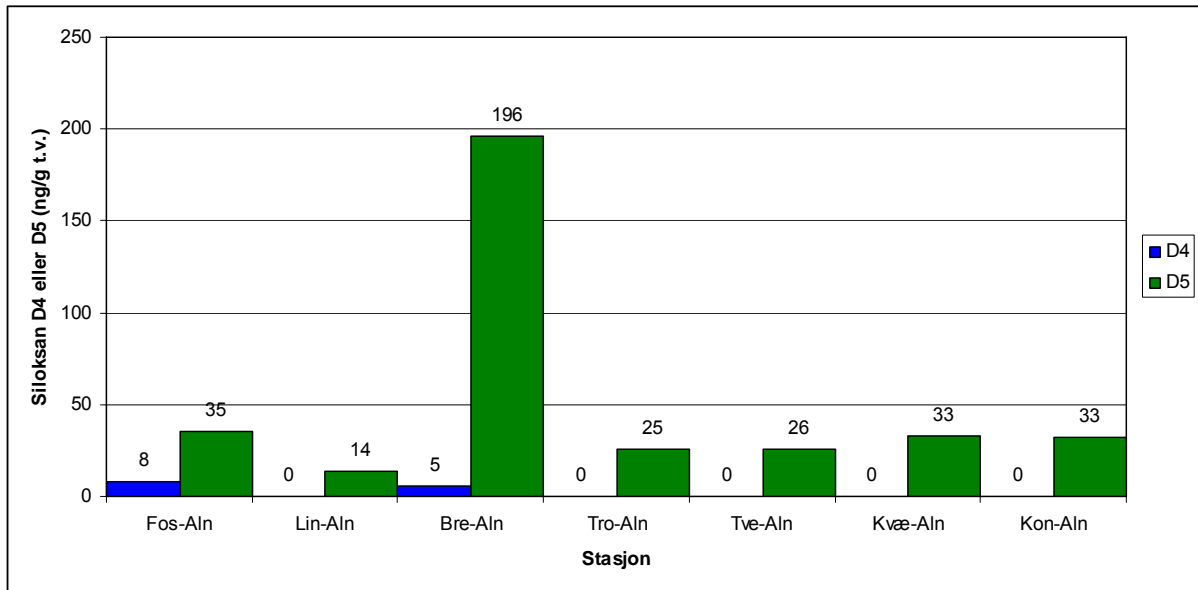
Figur 12. Konsentrasjon av flyktige PFCs i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.



Figur 13. Konsentrasjon av ioniske PFCs i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.1.8 Siloksaner

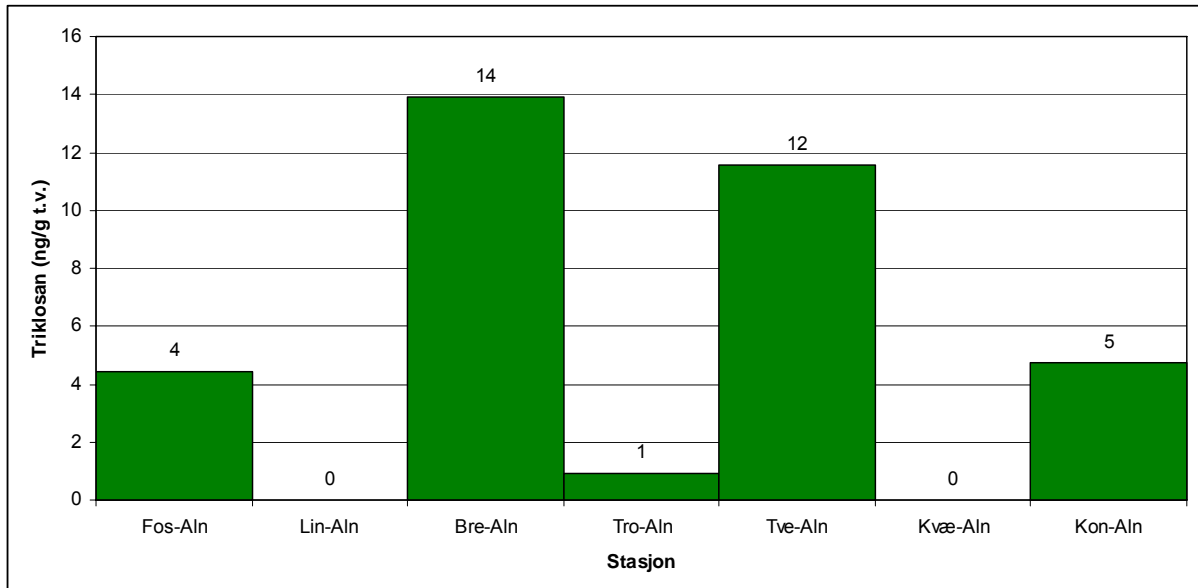
Konsentrasjoner av siloksanene D4 og D5 i sedimenter fra Alna er vist i **Figur 14**. Siloksanen D4 ble kun påvist i kvantifiserbare mengder i sedimenter fra Fossumbekken (Fos-Aln) og kulverten i Breivollen (Bre-Aln). For D5 var konsentrasjonen jevn i vassdraget, med unntak av sediment i kulvert i Breivollveien (Bre-Aln), hvor konsentrasjonen var betydelig høyere i forhold til de andre sedimentene.



Figur 14. Konsentrasjon av siloksanene D4 og D5 i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.1.9 Triklosan

Konsentrasjoner av triklosan fra sedimenter i Alna er vist i **Figur 15**. Konsentrasjonen av triklosan varierte i Alna fra 1-14 (ng/g t.v.). Høyest nivå ble funnet i kulvert i Breivollveien og ved Tvetenveien (Tve-Aln). Triklosan i sedimenter nedstrøms Lindebergbekken (Lin-Aln) og Kværner (Kvæ-Aln) var under deteksjonsgrensen.



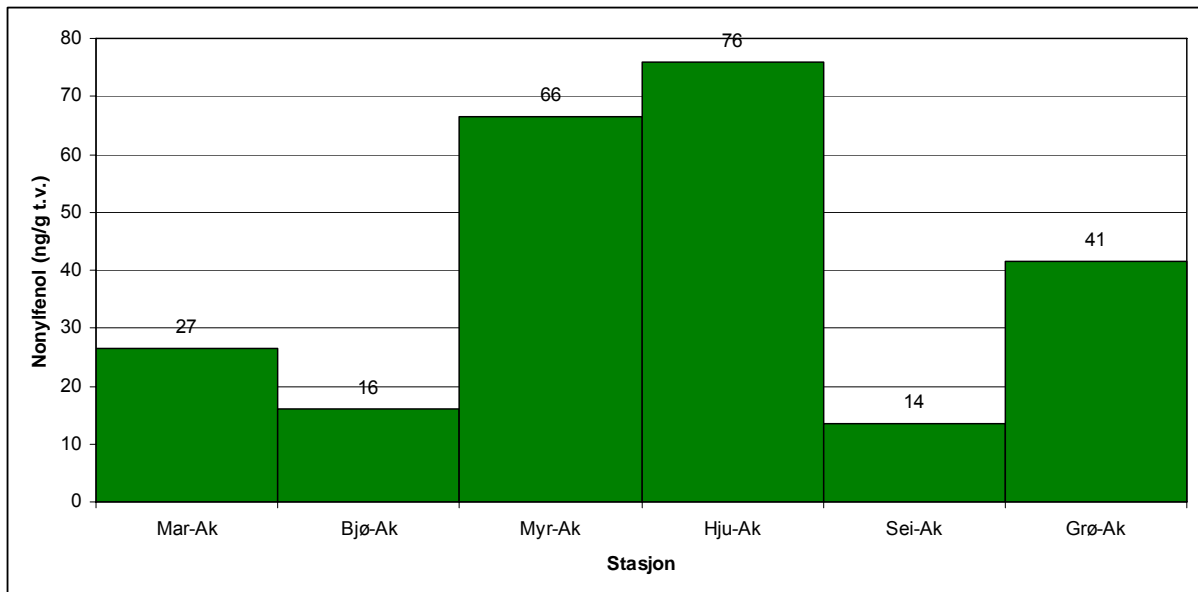
Figur 15. Konsentrasjon av triklosan i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.2 Kartlegging av Akerselva

Konsentrasjonen av de ulike miljøgiftene funnet i sedimenter fra Akerselva under kartleggingen er vist i figurer nedenfor. Alle figurer er presentert på tørrvektbasis, ng/g tørrvekt (t.v.).

4.2.1 Alkylfenoler (oktylfenoler og nonylfenoler)

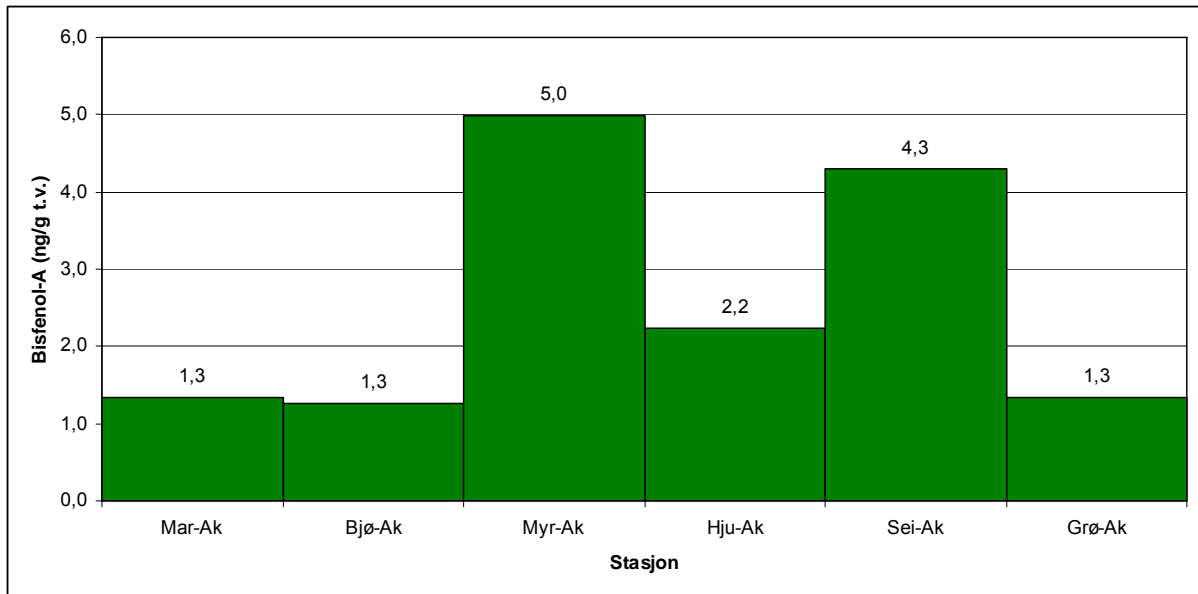
P.g.a. kontamineringsproblemer hos NILU kunne ikke resultatene fra oktylfenoler anvendes. Konsentrasjonen av nonylfenoler i sedimenter fra Akerselva er vist i **Figur 16**. Konsentrasjonen av nonylfenoler var i området 10-76 (ng/g t.v.). Høyeste konsentrasjon ble målt i Hju-la dam (Hju-Ak) og Myra dam (Myr-Ak).



Figur 16. Konsentrasjoner av nonylfenoler i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene.

4.2.2 Bisfenol A (BPA)

Konsentrasjonen av BPA i sedimenter fra Akerselva er vist i **Figur 17**. Konsentrasjonen av BPA var i området 1,3-5,0 (ng/g t.v.). Høyeste konsentrasjon ble målt i Myra dam (Myr-Ak).



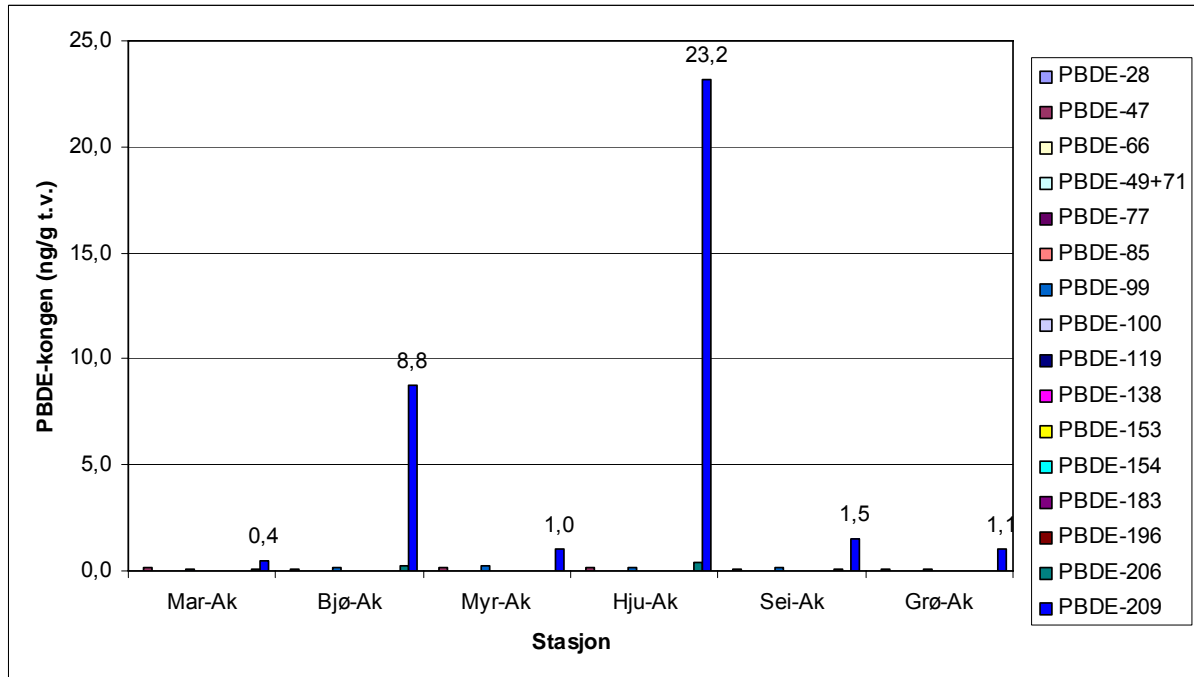
Figur 17. Konsentrasjoner av BPA i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene.

4.2.3 Bromerte flammehemmere (BFH)

De ulike bromerte flammehemmerne analysert i sedimenter fra Akerselva er samlet i dette kapittelet.

4.2.3.1 Polybromerte difenyletere (PBDE)

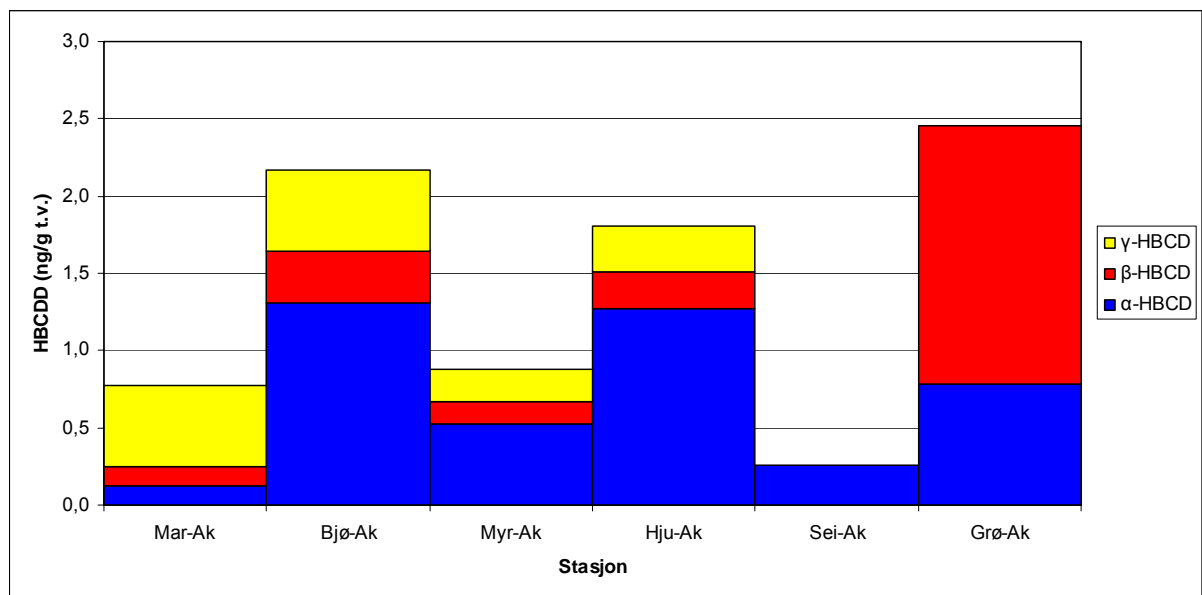
Konsentrasjoner av utvalgte polybromerte difenyletere (PBDE) i sedimenter fra Akerselva er vist i **Figur 18**. Konsentrasjonen av de fleste kongenerne var lavere enn deteksjonsgrensen. Høyeste konsentrasjon ble funnet i Hjula dam (Hju-Ak) og ved Bjølsen valsemølle (Bjø-Ak). Den fullbromerte forbindelsen BDE-209 var i høyest konsentrasjon i alle sedimentene, mens kongenerne BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-183, BDE-196 og BDE-206, var i underkant av 1 ng/ g t.v. og oftest under deteksjonsgrense, noe som medførte at prosentandelen av BDE-209 var høy.



Figur 18. Konsentrasjoner av PBDE-kongener i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.2.3.2 Heksabromsyklododekan (HBCD)

Konsentrasjoner av de ulike isomerene av HBCD i sedimenter fra Akerselva er vist i **Figur 19**. Konsentrasjonen i sedimentene var lav i alle prøvestasjonene og nær deteksjonsgrensen. Høyeste konsentrasjoner ble funnet i sedimenter fra Grønland (Grø-Ak), etterfulgt av Bjølsen valsemølle (Bjø-Ak) og Hjula dam (Hju-Ak). Da konsentrasjonen til flere av isomerene var under deteksjonsgrensen, er det vanskelig å vurdere den prosentvise fordelingen av de ulike isomerene.



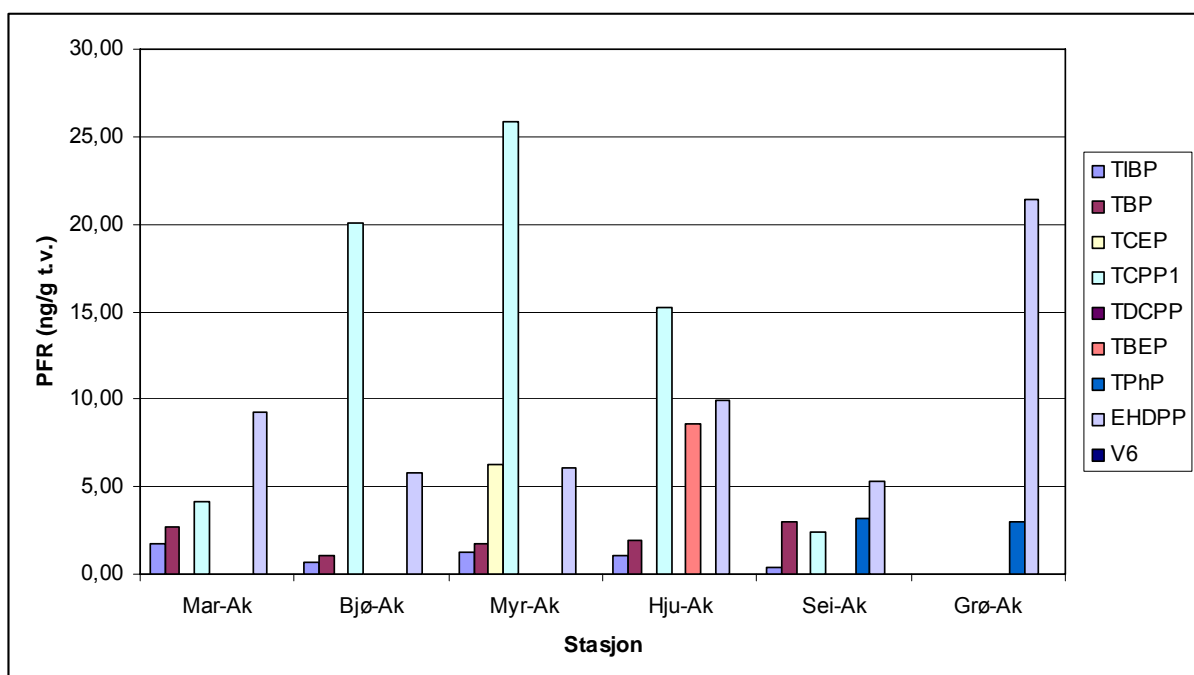
Figur 19. Konsentrasjon av den enkelte HBCDD-isomerene i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.2.3.3 Tetrabrombisfenol A (TBBPA)

Konsentrasjoner av TBBPA var under deteksjonsgrensen i alle sedimenter fra Akerselva (resultater er ikke vist, se Vedlegg for primærdata).

4.2.4 Fosfororganiske flammehemmere (PFR)

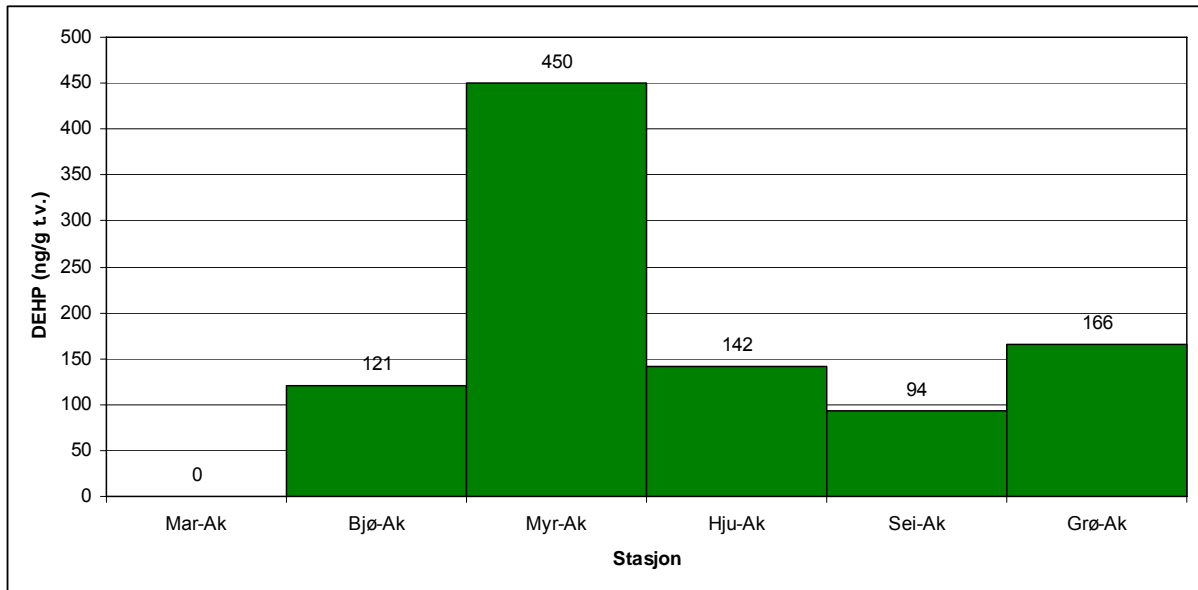
Konsentrasjonen av PFR i sedimenter fra Akerselva er gitt i **Figur 20**. De fleste forbindelser i sedimentene var ikke kvantifiserbare. EHDPP var eneste forbindelse som var kvantifiserbar i alle sedimentene, etterfulgt av TIBP, TBP og TCEP som kun var under deteksjonsgrensene i sedimentet fra Grønland (Grø-Ak). TCPP var den dominerende forbindelsen i Akerselvas sedimenter, etterfulgt av EHDPP, som hadde konsentrasjoner i sedimentene fra 2,4-25,8 (ng/g t.v.) og 5,3-21,4 (ng/g t.v.), henholdsvis.



Figur 20. Konsentrasjonen av PFR i sedimenter fra Akerselva. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.2.5 Ftalater (DEHP)

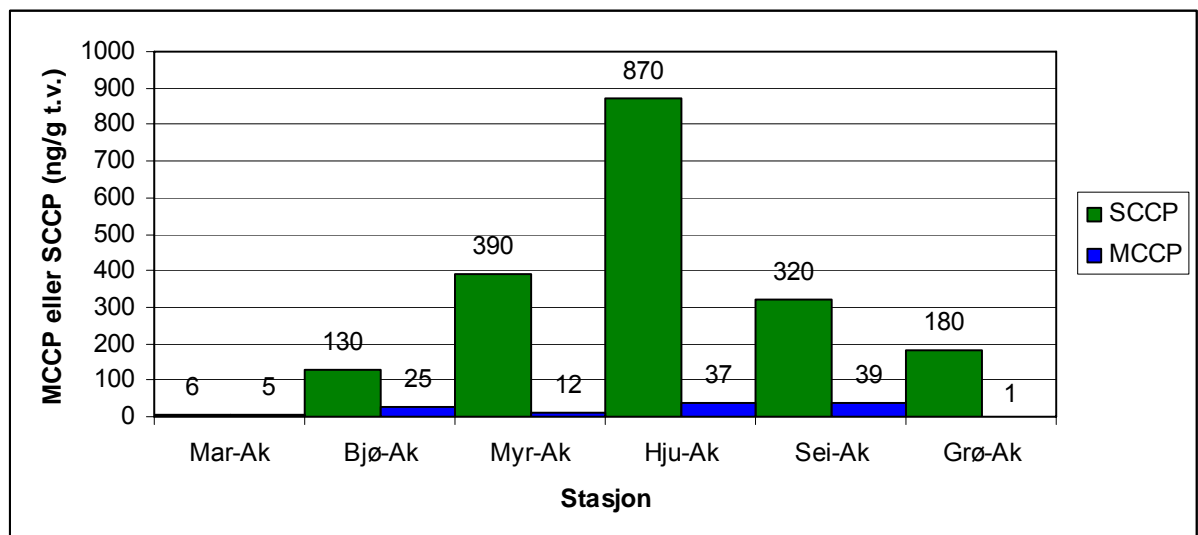
Konsentrasjonen av DEHP i sedimenter fra Akerselva er gitt i **Figur 21**. Konsentrasjonen av DEHP varierte fra 94-450 (ng/g t.v.). De høyeste konsentrasjoner av DEHP ble målt i Myra dam (Myr-Ak) og på Grønland (Grø-Ak).



Figur 21. Konsentrasjon av DEHP i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.2.6 Klorerte parafiner

Konsentrasjonen av klorerte parafiner fra sedimenter i Akerselva er gitt i **Figur 22**. I sedimentene varierte konsentrasjonen av de kortkjedede (SCCP) fra 6-870 (ng/g t.v.), mens de mellomkjedede (MCCP) varierte fra 1-39 (ng/g t.v.). Høyest konsentrasjon av klorerte parafiner ble funnet i sedimentene fra Hjula dam (Hju-Ak). I alle prøvene var konsentrasjonen av SCCP høyere enn MCCP.

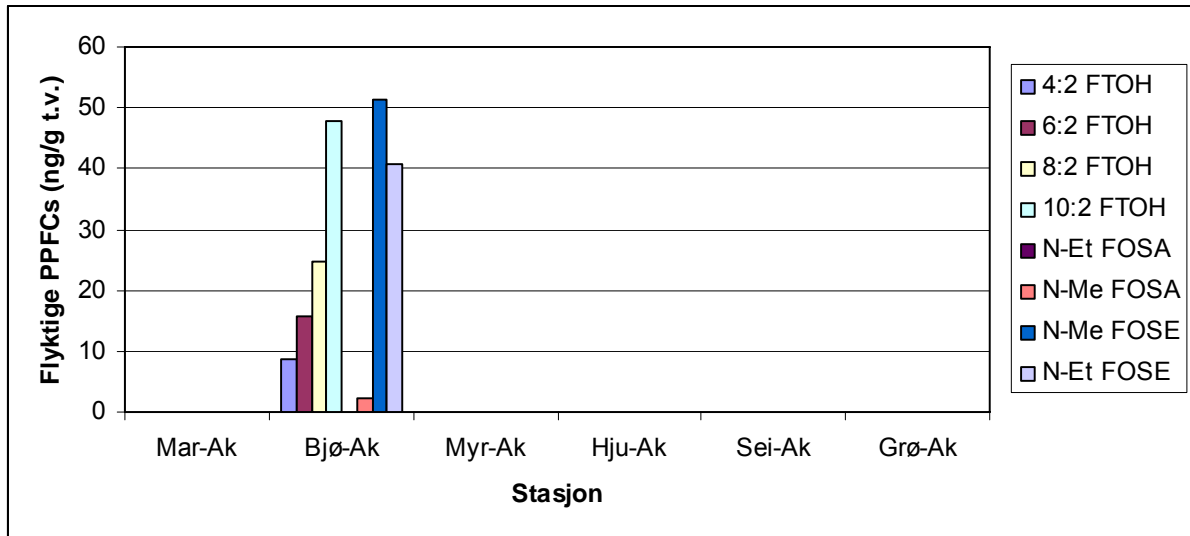


Figur 22. Konsentrasjoner av SCCP og MCCP i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene.

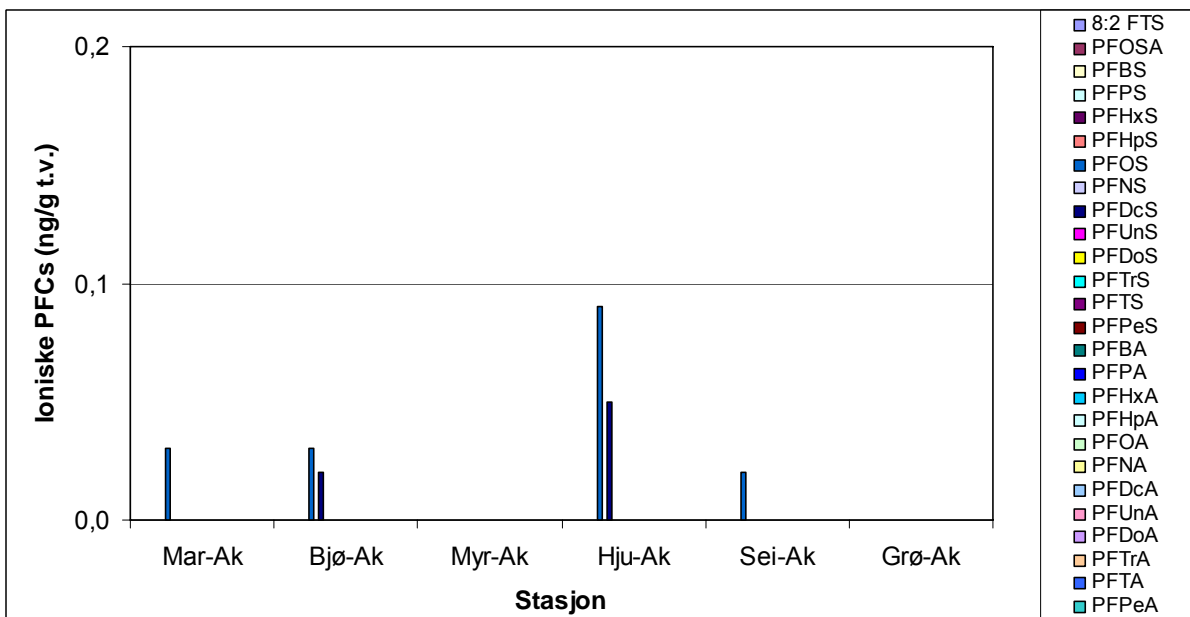
4.2.7 Perfluorerte organiske forbindelser (PFC)

Konsentrasjonen av flyktige og ioniske PFCs i sedimenter fra Akerselva er vist i **Figur 23** og **Figur 24**, henholdsvis. De fleste flyktige PFCs var under deteksjonsgrensen i sedimentene, og ble kun påvist i detekterbare mengder i sediment fra Bjølsen valsemølle (Bjø-Ak). Konsentrasjonene av flyktige PFCs i sediment fra Bjølsen valsemølle (Bjø-Ak) høye.

Konsentrasjonen av ioniske PFCs var under deteksjonsgrensen i de fleste sedimentene. Forbindelsen PFOS ble påvist i alle sedimentene med unntak av sediment fra Myra dam (Myr-Ak) og Grønland (Grø-Ak). PFDCs ble påvist i sedimenter fra Bjølsen valsemølle (Bjø-Ak) og Hjuula dam (Hju-Ak).



Figur 23. Konsentrasjon av flyktige PFCs i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

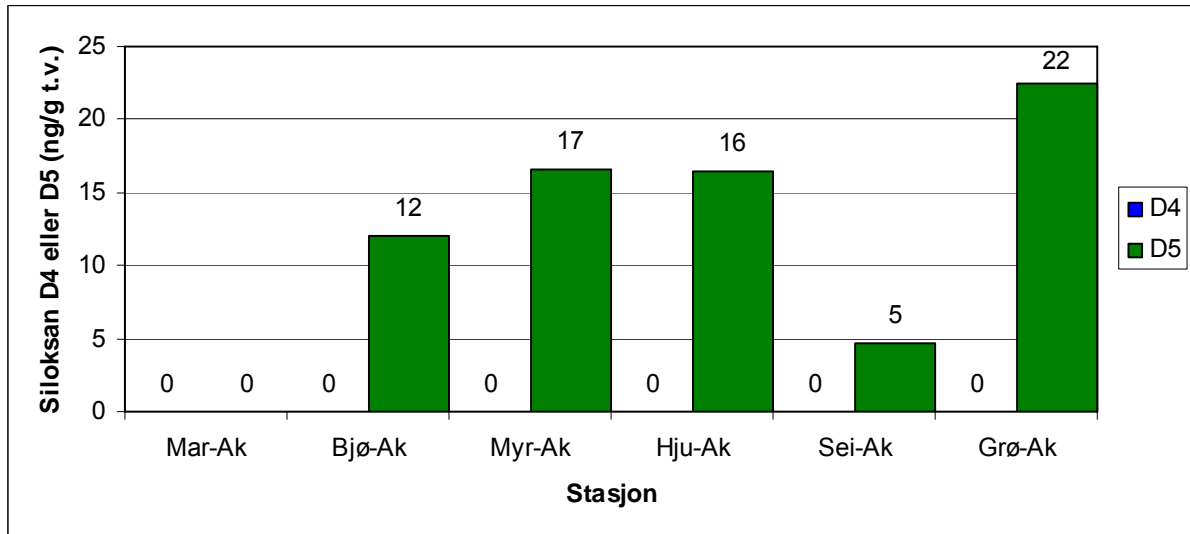


Figur 24. Konsentrasjon av ioniske PFCs i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.2.8 Siloksaner

Konsentrasjoner av siloksanene D4 og D5 i sedimenter i Akerselva er vist i **Figur 25**. Konsentrasjonen av D4 var under deteksjonsgrensen i alle sedimentene. For D5 var det en

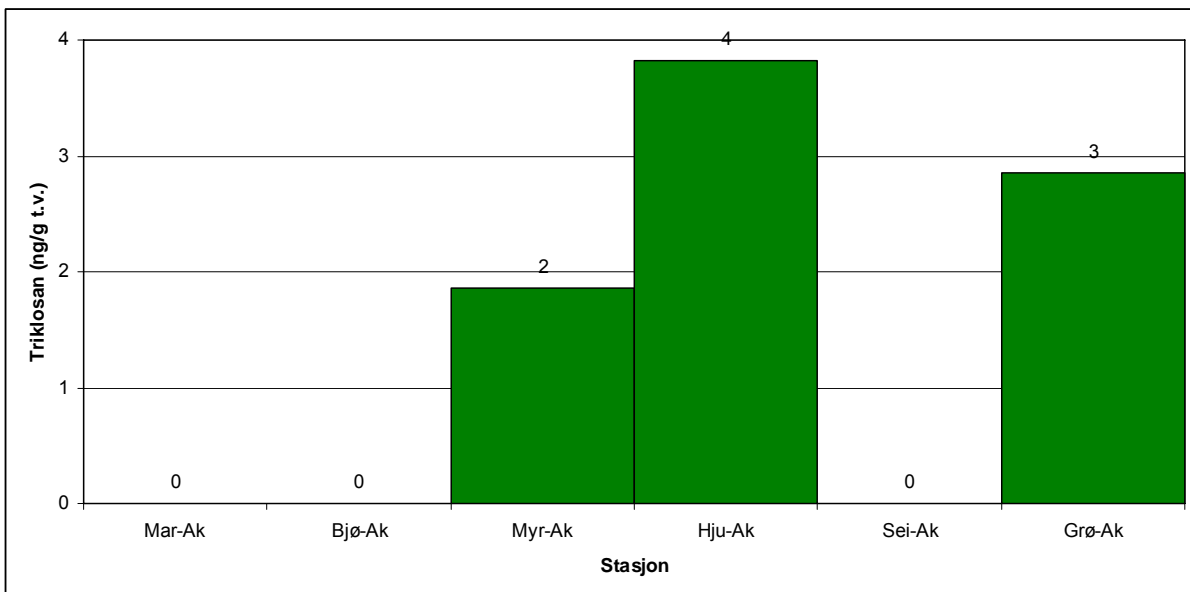
økning nedover i vassdraget, med unntak av sediment ved Seilduksfabrikken (Sei-Ak).



Figur 25. Konsentrasjon av siloksanene D4 og D5 i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.2.9 Triklosan

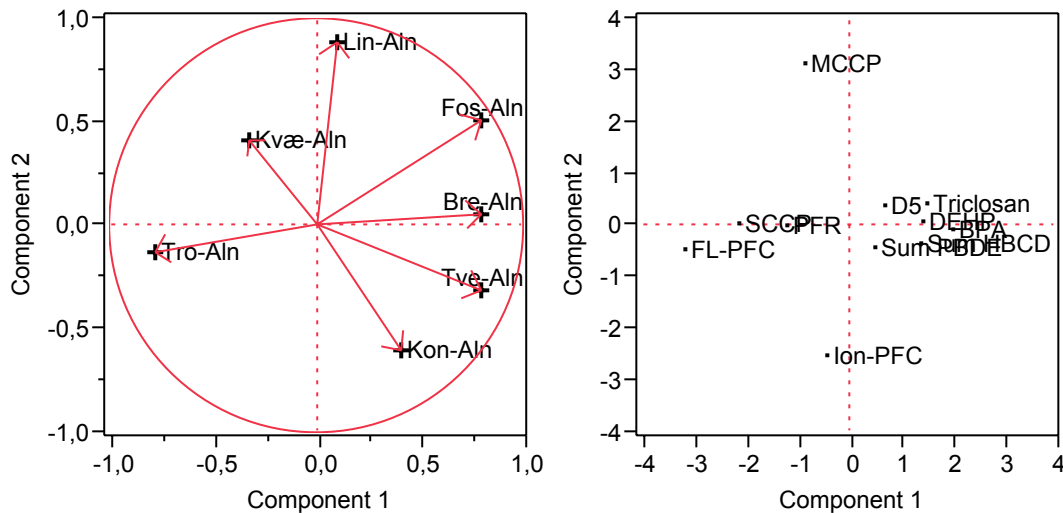
Konsentrasjoner av triklosan fra sedimenter i Akerselva er vist i **Figur 26**. I de fleste av sedimentene var konsentrasjoner av triklosan under deteksjonsgrenen. Konsentrasjonen av triklosan var lav i de kvantifiserbare sedimentene.



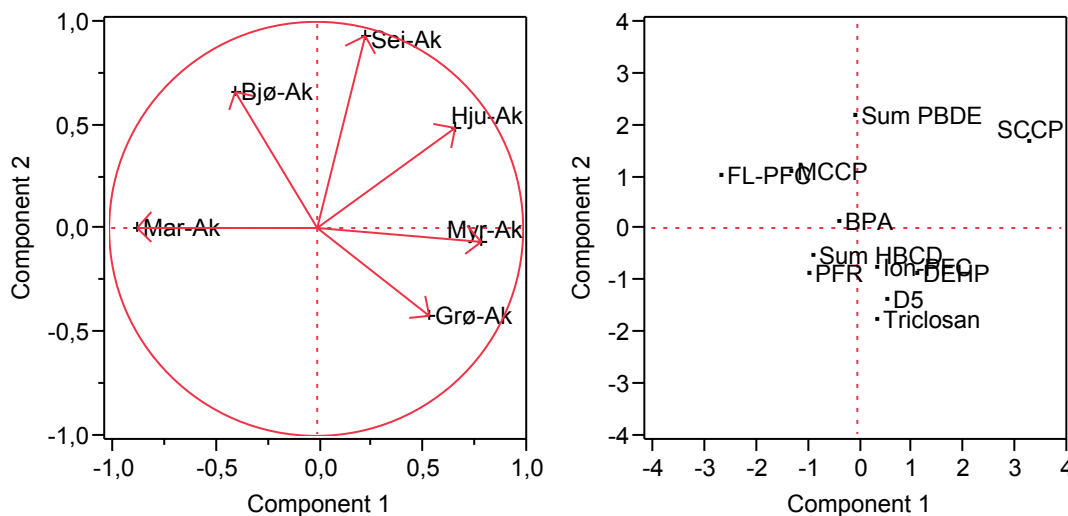
Figur 26. Konsentrasjon av triklosan i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Kun kvantifiserbare konsentrasjoner vises.

4.3 Prinsipal komponent analyse (PCA)

Det ble utført en PCA analyse på resultatene fra kartleggingen i Alna og Akerselva. Resultater fra PCA analysen i Alna og Akerselva er gitt i **Figur 27** og **Figur 28**, henholdsvis.



Figur 27. Loading- og scoreplot basert på PCA-analyse av konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter i Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Med unntak av flyktige PFC (FL-PFC) og ioniske PFC (Ion-PFC) er samme forkortelse som tidligere benyttet.



Figur 28. Loading- og scoreplot basert på PCA-analyse av konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter i Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Med unntak av flyktige PFC (FL-PFC) og ioniske PFC (Ion-PFC) er samme forkortelse som tidligere benyttet.

En PCA-analyse vil kunne forenkle komplekse datasett. Kompleksiteten (dimensjonen) i datasettet reduseres ved at man finner underliggende struktur i variasjonen av responsvariablene (målestasjonene i vårt tilfelle) mellom prøvene (miljøgiftene i vårt tilfelle). De korrelerte variablene (de som viser sammenfallende mønster i variasjon) transformeres deretter til et færre antall ukorrelerte variable, kalt prinsipal komponenter, som representerer variasjonen i datasettet. Prinsipal komponent 1 (PC-1, x-akse) forklarer mest av variasjonen i datamaterialet, og hver påfølgende prinsipal komponent forklarer en mindre andel av

variasjonen. Plottene blir lettere å tolke dersom mest mulig av variasjonen blir forklart av færrest mulige prinsipalkomponenter. Oftest benytter man seg av 2-3 prinsipalkomponenter for å forklare variasjonen i et datamateriale.

I vårt datamateriale ble PCA benyttet for å enklere kunne se hvilke stasjoner som liknet hverandre og hva slags miljøgifter de var belastet med. Dersom to stasjoner grupperer seg sammen i PCA-plottet, gir dette en indikasjon på at disse stasjonene ligner hverandre med hensyn på miljøgiftbelastning. Tilsvarende vil man kunne se sammenhenger mellom miljøgifter, og også mellom miljøgifter og stasjoner. Videre vil dette kunne benyttes til lettere å spore kilder til de ulike miljøgiftene.

PCA-analysen i Alna viste at 40% av variansen i datamaterialet kunne forklares ved hjelp av PC-1, mens PC-2 forklarte 24 %. I Akerselva ble 39% av variansen i datamaterialet forklart med PC-1, mens PC-2 forklarte 29%. I begge tilfellene forklarte de to første prinsipalkomponentene en relativt lav grad av variansen, noe som gjorde tolkningen av plottene usikker. Det var vanskelig å finne noen form for mønster mellom stasjoner og miljøgifter i elvene på de to aksene. Det er derfor valgt å kun tolke resultater fra PCA-1.

Fra PCA-analysen i Alna grupperte stasjonene Bre-Aln, Tve-Aln og Fos-Aln, hvor de høyeste nivåer av miljøgifter ble funnet, helt til høyre på PC-1-aksen, mens Trosterudbekken, som var en av stasjonene med lavest nivåer av miljøgifter, helt til venstre på aksene. PCA-analysen skilte altså de mest forurensede stasjonene fra de minst forurensede. I de tre stasjonene Bre-Aln, Tve-Aln og Fos-Aln ble de høyeste nivåer av D5, triklosan, DEHP, ΣHBCD, sum PBDE og BPA funnet. I Trosterudbekken (Tro-Aln), hvor konsentrasjonene av miljøgifter var blant de laveste i Alna, ble det imidlertid funnet høye nivåer flyktige PFC (FL-PFC), noe som også vises i PC-1.

I Akerselva ble det observert et tilsvarende mønster. Helt til høyre på PC-1-aksen finner vi stasjonene Grø-Ak, Myr-Ak og Hju-Ak, hvor de høyeste konsentrasjonene av miljøgifter ble funnet. Helt til venstre på aksene finner vi stasjonen Mar-Ak, som ligger i Maridalsvannet. Her var konsentrasjonene av miljøgifter ofte under deteksjonsgrensen. For miljøgiftene var det ikke noe tydelig mønster på PC-1-aksen i Akerselva, med unntak av SCCP, som dominerte i Myr-Ak og Hju-Ak, og flyktige PFC (FL-PFC) som var til stedet i høy konsentrasjon i Bjø-Ak.

4.4 Kildesporing

Resultater fra kildesporingen i Alna og Akerselva er gitt nedenfor.

4.4.1 Kildesporing av PCB₇ og dioksinlignende PCB i Alna

I en undersøkelse utført av Fylkesmannen i Oslo og Akershus (Weideborg et al., 2006) ble det funnet høye konsentrasjoner av PCB₇ ("Seven Dutch") i noen sedimenter mellom kulverten i Breivollveien (Bre-Aln) til oppstrøms bro ved Tvetenveien (Tve-Aln). Høyeste konsentrasjon av PCB₇ som ble målt i sedimentene var på 0,12 mg/kg tørrstoff (120 ng/g t.v.), og dette ble funnet ved vår målestasjon Tve-Aln. I forhold til de andre målestasjonene i Alna, var konsentrasjonene Weideborg et al., (2006) fant i dette området betydelig høyere.

I et forsøk på å lokalisere PCB kildene, valgte NIVA å sette ut passive prøvetakere i kulvert i Breivollveien (Bre-Aln), rett nedstrøms Trosterudbekken (Ntr-Aln) og hvor industri slutter i Smalvollveien (Sma-Aln). Sedimenter ble tatt ut i samme område. Valg av Trosterudbekken som mulig kilde til PCB, skyldes at den muligens mottar sigevann fra Stubberud avfallsfylling (ved Alna kjøpesenter). Stubberud avfallsfylling var Oslos hovedsøppelfylling fra 1947-1963, hvor alt fra kjøretøyer, industri- og husholdningsavfall ble deponert.

Et annet område som kunne vært aktuelt å undersøke var videre nedstrøms Trosterudbekken (Ntr-Aln), hvor det kommer ut en overvannsledning fra Ole Deviks vei/Strømsveien. Vi antok at Stubberud avfallsfylling ville være en mer sannsynlig kilde enn vann fra overvannsledning i Ole Deviks vei/Strømsveien. Den nederste passive prøvetaker ble satt ut hvor industri starter i Smalvollveien (nr.6), hvor det også kommer ut en overvannsledning på vestsiden av elva. Dette området er noe oppstrøms funnene til Weideborg et al., (2006).

Estimerte konsentrasjoner av PCBer oppløst i vannfasen i Alna ved bruk av SPMDer er gitt i **Tabell 2**. Beregninger og antagelser gjort ved estimering av konsentrasjonen av PCB oppløst i vannfasen fra SPMD-data er vist i Vedlegg 4.

Resultater viste at estimert konsentrasjon av PCB i vannfasen var høyest på stasjonen i Smalvollveien (Sma-Aln), og lavest nedstrøms Trosterudbekken (Ntr-Aln). Av "seven dutch" var konsentrasjonen av PCB-52 den høyeste i alle prøvestasjonene, etterfulgt av PCB-28. Av de dioksinlignende PCB, var PCB-77 tilstedet i høyest konsentrasjon i prøvestasjonene. Konsentrasjonen av PCB-169 var under deteksjonsgrensen.

Tabell 2. Estimerte konsentrasjoner av PCB -forbindelser i vannfasen i Alna, ved bruk av SPMDer. Verdier er gitt i pg/L. Verdier i parentes angir standardavviket til to replikater. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene.

PCB	Bre-Aln	Ntr-Aln	Sma-Aln
PCB-28	23,6 (0,1)	14,0 (3,8)	28,1 (0,8)
PCB-52	27,3 (1,8)	14,7 (2,4)	39,1 (2,3)
PCB-101	17,4 (14)	11,8 (1,4)	25,2 (2,4)
PCB-118	9,6 (0,6)	6,7 (0,8)	14,6 (2,3)
PCB-138	10,4 (0,7)	8,4 (1,6)	15,3 (2,5)
PCB-153	12,4 (0,9)	10,2 (2,1)	18,6 (2,7)
PCB-180	6,3 (0,2)	4,8 (0,9)	8,9 (1,5)
Σ PCB₇	107,0	70,6	149,8
PCB-77	1,22*	0,62 (0,14)	1,68 (0,19)
PCB-81	0,05*	0,03 (0,006)	0,07 (0,006)
PCB-126	0,08*	0,10 (0,008)	0,13 (0,033)
PCB-169	<0,004	<0,004	<0,004

* her rapporteres kun en verdi, da internstandard ikke ble funnet igjen under analysen

Resultater fra sedimentanalysene er gitt i **Tabell 3**. Konsentrasjonen av Σ PCB₇ i sedimentet fra Sma-Aln var høyest, og konsentrasjonene i de to andre målestasjonene betydelig lavere. Konsentrasjonen av PCB-52 var høyest i sediment fra Sma-Aln. Noe lavere konsentrasjon ble funnet nedstrøms Trosterudbekken (Ntr-Aln). Av dioksinlignende PCB, var konsentrasjonen av PCB-77 høyest, med 49914 (pg/g t.v.). Til informasjon ble sediment fra Sma-Aln analysert tre ganger av NILU for å forsikre seg om at de høye verdiene var korrekte.

Tabell 3. Konsentrasjoner av PCB -forbindelser i sedimenter fra Alna. Verdier er gitt i ng/g t.v. for PCB₇, mens dioksinlignende PCB er gitt i (pg/g t.v.). Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene.

PCB	Bre-Aln	Ntr-Aln	Sma-Aln
PCB-28	0,94	1,17	449
PCB-52	1,95	1,87	882
PCB-101	3,21	1,21	534
PCB-118	1,92	0,69	390
PCB-138	3,85	1,26	368
PCB-153	3,95	1,33	410
PCB-180	2,83	0,87	285
Σ PCB₇	18,7	8,41	3319
PCB-77	105,4	114,9	49914
PCB-81	6,3	3,8	1383
PCB-126	12,1	4,83	665
PCB-169	1,33	0,46	22

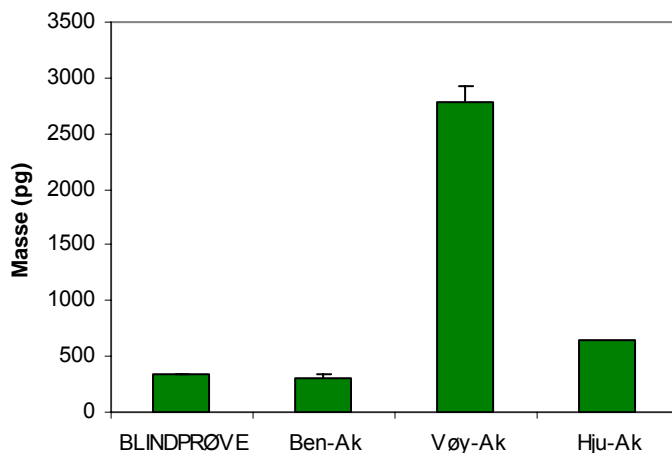
4.4.2 Kildesporing av Hg i Akerselva

I en undersøkelse utført av Fylkesmanne i Oslo og Akershus (Weideborg et al., 2006) ble det funnet 5,5 mg Hg/kg t.v. i sediment fra Hjula dam. Resultater fra samme undersøkelse oppstrøms, nedstrøms Bentsebru (Myren dam (Myr-Ak) i vår rapport), viser lave

konsentrasjoner av kvikksølv, noe som indikerer at kilden kan være allokert mellom Myren dam (Myr-Ak) og Hjula dam (Hju-Ak). På denne strekningen er det 9 overvannsledninger til elva i følge VAVs kart over ledningsnett. I tillegg er det 2 overvannsledninger fra privat grunn som ikke er inntegnet på dette kartet.

Passive prøvetakere ble plassert rett nedstrøms Bentsebru (Ben-Ak), utenfor kulvert fra Ullevål sykehus (Vøy-Ak) og i bro Pilar i Beyerbrua i Hjula dam (Hju-Ak). Overvannskulverten fra Ullevål sykehus skal i følge Terje Wold (VAV) kun inneholde vann fra veier og dreneringsvann ved Ullevål sykehus. Fra vann som rant ut av kulvert kunne det se ut som om noe kloakk kom ut her, da delvis dekomponert papir kunne ses i vannet. I tillegg var prøvetakeren dekket av "slim" da den ble tatt opp.

Resultater fra oppsamlet kvikksølv i DGT plassert ut i Akerselva er gitt i **Figur 29**. Mengde kvikksølv akkumulert i passive prøvetakere nedstrøms Bentsebru (Ben-Ak) (305 +/- 35 pg) var ikke signifikant forskjellig fra verdier i blindprøver (335 +/- 92 pg). Masser av kvikksølv akkumulert i Chelex-ionebytter utenfor kulvert fra Ullevål sykehus (Vøy-Ak) og i Hjula dam (Hju-Ak) var signifikant høyere enn verdiene målt i blindprøver. Utenfor kulvert fra Ullevål sykehus hadde prøvetakeren samlet opp 2785 pg kvikksølv. Dette indikerer at signifikante høyere verdier er akkumulert utenfor kulvert fra Ullevål sykehus Vøy-Ak, enn nedstrøms Bentsebru (Ben-Ak). Masser kvikksølv akkumulert i polyakrylamidgelen var lave, men høyere enn verdier målt i blindprøve (verdier vises ikke). Estimerte konsentrasjoner av kvikksølv var under deteksjonsgrensen i Ben-Ak, i området 1-3 ng/L ved Vøy-Ak og 0,3 ng/L ved Hju-Ak. Beregninger og antagelser gjort ved estimering av konsentrasjonen av kvikksølv i vannfase fra DGT-data er vist i Vedlegg 4.



Figur 29. Masse Hg oppsamlet i Chelex-ionebytter i Akerselva. Standardavvik fra to replikater er avmerket på søylene. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene.

Sedimenter ble tatt ut i Myren dam (Myr-Ak), utenfor kulvert fra Ullevål sykehus (Vøy-Ak) og i Hjula dam (Hju-Ak). Generelt var det vanskelig å finne sedimenter med innhold av organisk materiale i dette området. Dette skyldes antagelig at elva p.g.a. flere fall kan være meget stri i dette området. Konsentrasjoner av kvikksølv og TOC-innhold i sedimentene er vist i **Tabell 4**. Resultater viste at konsentrasjonen av kvikksølv var høyest i sediment utenfor kulvert fra Ullevål sykehus (Vøy-Ak), og lavest i Hula dam (Hju-Ak).

Tabell 4. Konsentrasjon av kvikksølv (mg/kg) fra sedimenter i Akerselva. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene.

Stasjon	TOC ($\mu\text{g C/mg t.v.}$)	Hg
Myr-Ak	4,8	0,40
Vøy-Ak	5,1	1,92
Hju-Ak	2,1	0,08

4.5 Tilførsler

For å beregne tilførsler av bromerte flammehemmere og perfluorerte organiske forbindelser ble det benyttet passive prøvetakere og en kontinuerlig vannstrømsentrifuge. Til de bromerte flammehemmerne ble passive prøvetaker av typen SPMDer benyttet, mens til de perfluorerte organiske forbindelsene ble POCIs anvendt. Resultater fra disse analysene ble brukt til å beregne tilførsler fra Alna og Akerselva. Informasjon om beregninger og antagelser vedrørende passive prøvetakere og kontinuerlig vannstrømsentrifuge er gitt i Vedlegg 4.

4.5.1 Bromerte flammehemmere (BFH) i Alna

Konsentrasjoner av BFH i Alna basert på målinger fra passive prøvetakere og kontinuerlig vannstrømsentrifuge er vist nedenfor. Resultater fra disse målingene er benyttet til å estimere tilførsler av fritt og partikulært bundne BFH fra Alna. Passive prøvetakere ble plassert ut ved VAVs målestasjon i Kværner (Kvæ-Aln). Kontinuerlig vannstrømsentrifuge ble plassert inne i VAVs målestasjon.

4.5.1.1 Bromerte flammehemmere og passive prøvetakere i Alna

Estimerte konsentrasjoner av BFH i Alna fra passive prøvetakerne er vist i **Tabell 5**. Målte verdier baserer seg på akkumulerte masser av de forskjellige isomerene og kongenerne i passive prøvetakerne. Resultater viste at flere BFH var detekterbare. Av HBCD var konsentrasjonen av β -isomerene under deteksjonsgrensen, mens α - og β -isomerene ble påvist i tilnærmet samme konsentrasjon. For PBDE, var konsentrasjonen av høybromerte forbindelser lav. Av PBDE ble kongenerne BDE-47 og BDE-99 påvist i høyest konsentrasjon. Som det fremkommer av målte standard avvik er målingene beheftet med store usikkerheter.

Tabell 5. Estimerte konsentrasjoner (pg/L) av bromerte flammehemmere i Alna fra passive prøvetakere. Resultater er fra triplikater, og standard avvik er gitt i parentes. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått. Deteksjonsgrenser er her er definert som verdier lavere enn metodens deteksjonsgrense eller når blindprøver var høyere enn målte verdi. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. For BDE-209 er området for deteksjonsnivået blitt beregnet, noe som er avhengig av hvilken K_{ow} -verdi man benytter under beregningen.

BFH	Alna Gjennomsnittlig konsentrasjon av oppløste og frie BFH
α -HBCD	1,40 (0,53)
β -HBCD	< 1,5
γ -HBCD	2,04 (2,2)
BDE-28	0,15 (0,03)
BDE-47	2,46 (0,28)
BDE-66	< 0,04
BDE-49/71	0,22 (0,07)
BDE-77	< 0,04
BDE-85	< 0,05
BDE-99	1,77 (0,38)
BDE-100	0,28 (0,05)
BDE-119	< 0,4
BDE-138	< 0,3
BDE-153	0,32 (0,18)
BDE-154	0,13 (0,06)
BDE-183	< 0,24
BDE-196	< 0,3
BDE-206	< 1,1
BDE-209	< 2-20

4.5.1.2 Bromerte flammehemmere og kontinuerlig vannstrømsentrifuge i Alna

Konsentrasjoner av BFH i suspendert partikulært materiale fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge i Alna er vist i **Tabell 6**. Fra to uttaksrunder med ca 1 måneds mellomrom var konsentrasjonen av BFH tilnærmet like. For HBCD ble α - isomeren påvist i høyeste konsentrasjon, etterfulgt av γ -isomeren, mens β -isomeren ble påvist i laveste konsentrasjon. For BDE, var de fleste kongenerne i konsentrasjoner lavere enn deteksjonsgrensen. BDE-209 ble påvist i høyest konsentrasjon, etterfulgt av BDE-47 og BDE-99, men i betydelig lavere konsentrasjoner enn BDE-209. BDE-206 ble ikke påvist i detekterbare nivåer i Alna-2.

Tabell 6. Konsentrasjoner (ng/g t.v.) av bromerte flammehemmere i suspendert partikulært materiale fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge i Alna. Verdier fra to uttaksrunder er vist (11/11(Aln-1) og 09/12(Aln-2)-2008). Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

BFH	Alna-1	Alna-2
α -HBCD	13,9	9,9
β -HBCD	2,4	3,8
γ -HBCD	7,3	7,2
BDE-28	0,05	0,03
BDE-47	2,2	1,4
BDE-66	<0,03	0,04
BDE-49/71	0,11	0,06
BDE-77	< 0,01	< 0,01
BDE-85	< 0,04	< 0,02
BDE-99	2,4	1,6
BDE-100	0,24	0,28
BDE-119	0,43	0,42
BDE-138	< 0,12	< 0,11
BDE-153	< 0,10	0,32
BDE-154	< 0,07	0,14
BDE-183	< 0,06	< 0,01
BDE-196	0,62	0,39
BDE-206	2,2	< 0,07
BDE-209	47,4	60,8

4.5.1.3 Tilførsler av BFH fra Alna

Basert på måledata fra VAV, og resultater fra passive prøvetakere og suspendert partikulært materiale fra sentrifuge ble tilførsler av BFH beregnet. Måledata fra VAV er vist i Vedlegg 4. Beregnede tilførsler fra Alna er vist i **Tabell 7**. Resultater viste at de fleste BFH er bundet til suspendert partikulært materiale. Tilførslene av alle HBCDD-isomerene, BDE-209, BDE-47, BDE-99 og BDE-206 var høyest.

Tabell 7. Beregnede tilførsler (mg/år) av bromerte flammehemmere fra Alna. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått. For BDE-209 er området for deteksjonsnivået blitt beregnet, noe som er avhengig av hvilken K_{ow} -verdi man benytter under beregningen.

BFH	Alna Estimerte mengder av frie oppløste bromerte flammehemmere	Alna Estimerte mengder av suspenderte bundne bromerte flammehemmere
α -HBCD	28	45000
β -HBCD	<75	12000
γ -HBCD	114	28000
BDE-28	7,9	155
BDE-47	127,3	6767
BDE-66	< 2	116
BDE-49+71	11,5	324
BDE-77	< 2	< 47
BDE-85	< 2	< 118
BDE-99	91,5	7533
BDE-100	14,6	994
BDE-119	< 22	1625
BDE-138	< 12	< 436
BDE-153	16,7	803
BDE-154	6,8	389
BDE-183	< 12	< 137
BDE-196	< 16	1927
BDE-206	< 54	4374
BDE-209	< 50-1000	207000

4.5.2 Perfluorerte organiske forbindelser (PFC) i Alna

Konsentrasjoner av PFCer i Alna basert på målinger fra passive prøvetakere og kontinuerlig vannstrømsentrifuge er vist nedenfor. Resultater fra disse målingene er benyttet til å estimere tilførsler av fritt og partikulært bundne PFCer fra Alna. Passive prøvetakere ble plassert ut ved VAVs målestasjon i Kværner (Kvæ-Aln). Kontinuerlig vannstrømsentrifuge ble plassert inne i VAVs målestasjon.

4.5.2.1 Passive prøvetakere og perfluorerte organiske forbindelser (PFC) i Alna

På grunn av at intern standard ikke ble gjenfunnet under analyse vil ikke resultater fra passive prøvetakere og PFCs i Alna foreligge.

4.5.2.2 Kontinuerlig vannstrømsentrifuge og perfluorerte organiske forbindelser (PFC) i Alna

Konsentrasjoner av PFCs i suspendert partikulært materiale fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge i Alna er vist i

Tabell 8. To uttak ble foretatt. Konsentrasjonene av de ulike PFCer var noe høyere i uttaksrunde 2, men nivået er lavt, nærmest deteksjonsgrensen. Kun PFOS, PFDcS og PFOA ble påvist i detekterbare mengder.

Tabell 8. *Konsentrasjoner (ng/g t.v.) av PFCer i suspendert partikulært materiale fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge i Alna. Verdier fra to uttaksrunder er vist (11/11(Aln-1) og 09/12(Aln-2)-2008). Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.*

PFC	Alna-1	Alna-2
6:2 FTS	<1,82	<0,61
PFOSA	<0,25	<0,09
PFBS	<0,23	<0,08
PFHxS	<0,13	<0,10
PFOS	1,70	0,87
PFDcS	1,32	0,45
PFHxA	<1,10	<0,56
PFHpA	<0,99	<0,54
PFOA	<0,93	0,89
PFNA	<0,94	<0,35
PFDcA	<0,79	<0,54
PFUnA	<0,69	<0,42

4.5.2.3 Tilførsler PFC fra Alna

Basert på måledata fra VAV og resultater fra suspendert partikulært materiale fra sentrifuge ble tilførsler av PFC beregnet fra to uttak. Måledata fra VAV er vist i Vedlegg 3. Beregnede partikulære tilførsler av PFC fra Alna er vist i **Tabell 9**. Kun PFOS og PFDcS ble påvist i detekterbare mengder, og tilførselen av PFOS ble beregnet til noe høyere enn PFDcS. Da måledata fra POCIS mangler kan ikke fritt oppløst PFC beregnes.

Tabell 9. *Beregnete tilførsler (mg/år) av partikulært bundet PFC fra Alna. Uttak av Alna-1 og Alna-2 ble utført, henholdsvis 11/11 og 09/12-2008. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.*

PFC	Estimerte mengder av suspenderte bundne PFC (Alna-1)	Estimerte mengder av suspenderte bundne PFC (Alna-2)
6:2 FTS	< 7	< 2
PFOSA	< 1	< 0,3
PFBS	< 1	< 0,3
PFHxS	< 1	< 0,4
PFOS	7	3
PFDcS	5	2
PFHxA	< 4	< 2
PFHpA	< 4	< 2
PFOA	< 4	3
PFNA	< 4	< 1
PFDcA	< 3	< 2
PFUnA	< 3	< 2

4.5.3 Bromerte flammehemmere (BFH) i Akerselva

Konsentrasjoner av BFH i Akerselva basert på målinger fra passive prøvetakere og kontinuerlig vannstrømsentrifuge er vist nedenfor. Resultater fra disse målingene er benyttet til å estimere tilførsler av fritt og partikulært bundne BFH fra Akerselva. Passive prøvetakere ble plassert ut ved VAVs målestasjon i Nedre Foss (Fos-Ak). Kontinuerlig vannstrømsentrifuge ble plassert inne i VAVs målestasjon.

4.5.3.1 Bromerte flammehemmere og passive prøvetakere i Akerselva

Estimerte konsentrasjoner av BFH i Akerselva fra passive prøvetakerne er vist i **Tabell 10**. I Vedlegg 4 er målinger og antagelser som ligger til grunn for beregningene vist. Målte verdier baserer seg på akkumulerte masser av de forskjellige isomerene og kongenerne i passive prøvetakere. Resultater viste at de fleste BFH var detekterbare. Av HBCD ble β - og γ -isomerene påvist i tilnærmet samme konsentrasjon, men som det vises av standardavviket ble det målt ulike konsentrasjoner av isomerene i hver prøvetaker. For PBDE, var konsentrasjonen av høybromerte forbindelser lav. For BDE ble kongenerne BDE-47, BDE-99 og BDE-206 påvist i høyest konsentrasjon. Generelt var målingene beheftet med store usikkerheter.

Tabell 10. Estimerte konsentrasjoner av bromerte flammehemmere (pg/L) i Akerselva fra passive prøvetakere. Resultater er fra replikater, og standard avvik er gitt i parentes. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått. Deteksjonsgrenser er her er definert som verdier lavere enn metodens deteksjonsgrense eller når blindprøver var høyere enn målte verdi. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. For BDE-209 er området for deteksjonsnivået blitt beregnet, noe som er avhengig av hvilken K_{ow} -verdi man benytter under beregningen.

BFH	Gjennomsnittlig konsentrasjon av oppløste og frie BFH (pg/L)
α -HBCD	2,21 (1,86)
β -HBCD	< 1,5
γ -HBCD	2,97 (3,62)
BDE-28	0,17 (0,01)
BDE-47	3,95 (1,0)
BDE-66	0,15 (0,04)
BDE-49/71	0,24 (0,03)
BDE-77	< 0,04
BDE-85	< 0,04
BDE-99	2,17 (0,56)
BDE-100	0,50 (0,10)
BDE-119	< 0,4
BDE-138	< 0,2
BDE-153	0,59 (0,19)
BDE-154	0,41 (0,06)
BDE-183	0,82 (0,27)
BDE-196	< 0,3
BDE-206	6,0 (2,96)
BDE-209	< 2-20

4.5.3.2 Kontinuerlig vannstrømsentrifuge og bromerte flammehemmere i Akerselva

Konsentrasjoner av BFH i suspendert partikulært materiale fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge i Akerselva er vist i **Tabell 11**. Konsentrasjonene av BFH er fra tre uttakrundene som måtte slås sammen til en blandprøve for å få tilstrekkelig materiale. De fleste BFH ble påvist i detekterbar konsentrasjon. For HBCD ble α -isomeren påvist i høyeste konsentrasjon, etterfulgt av γ -isomeren. De fleste BDE-kongenerne ble påvist i konsentrasjoner høyere enn deteksjonsgrenen. BDE-209 ble påvist i høyeste konsentrasjon, etterfulgt av BDE-206, mens BDE-47 og BDE-99 hadde tilnærmet like høye konsentrasjoner. Konsentrasjon av BDE-209 var noe høy, og muligens beheftet med analysefeil.

Tabell 11. *Konsentrasjoner av bromerte flammehemmere (ng/g t.v.) i suspendert partikulært materiale fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge i Akerselva. Verdier fra tre uttakrundene som ble slått sammen til en blandprøve er vist (14/11, 25/11, 18/12-2008). Verdier høyere enn deteksjonsgrenen er markert i grått.*

BFH	Akerselva
α -HBCD	15,1
β -HBCD	3,2
γ -HBCD	11,2
BDE-28	0,04
BDE-47	1,8
BDE-66	0,06
BDE-49/71	0,09
BDE-77	< 0,01
BDE-85	< 0,02
BDE-99	1,9
BDE-100	0,36
BDE-119	0,55
BDE-138	< 0,08
BDE-153	0,35
BDE-154	< 0,05
BDE-183	0,38
BDE-196	0,95
BDE-206	4,4
BDE-209	195,0

4.5.3.3 Tilførsler av BFH fra Akerselva

Basert på måledata fra VAV, og resultater fra passive prøvetakere og suspendert partikulært materiale fra sentrifuge ble tilførsler av BFH beregnet. Måledata fra VAV er vist i Vedlegg 4. Beregnede tilførsler fra Akerselva er vist i **Tabell 12**. Resultater viste at de fleste BFH er bundet til suspendert partikulært materiale. Tilførslene av HBCD, HBCD-209, BDE-47, BDE-99 og BDE-206 var høyest.

Tabell 12. Beregnede tilførsler (mg/år) av bromerte flammehemmere fra Akerselva. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått. For BDE-209 er området for deteksjonsnivået blitt beregnet, noe som er avhengig av hvilken K_{ow} -verdi man benytter under beregningen.

BFH	Estimerte mengder av frie oppløste bromerte flammehemmere	Estimerte mengder av suspenderte bundne bromerte flammehemmere
α -HBCD	300	9000
β -HBCD	< 197	2000
γ -HBCD	404	7000
BDE-28	23	28
BDE-47	536	1104
BDE-66	20	37
BDE-49+71	32	57
BDE-77	< 5	<6
BDE-85	< 6	<13
BDE-99	295	1218
BDE-100	68	229
BDE-119	< 51	344
BDE-138	< 27	<52
BDE-153	80	221
BDE-154	56	<29
BDE-183	111	237
BDE-196	< 38	594
BDE-206	814	2755
BDE-209	< 50-1000	122000

4.5.4 Perfluorerte organiske forbindelser (PFC) i Akerselva

Konsentrasjoner av PFCer i Akerselva basert på målinger fra passive prøvetakere og kontinuerlig vannstrømsentrifuge er vist nedenfor. Resultater fra disse målingene er benyttet til å estimere tilførsler av fritt og partikulært bundne PFCer fra Akerselva. Passive prøvetakere ble plassert ut ved VAVs målestasjon i Nedre Foss (Fos-Ak). Kontinuerlig vannstrømsentrifuge ble plassert inne i VAVs målestasjon.

4.5.4.1 Passive prøvetakere og perfluorerte organiske forbindelser i Akerselva

På grunn av at intern standard ikke ble gjenfunnet under analyse vil ikke resultater fra passive prøvetakere og PFCs i Alna foreligge.

4.5.4.2 Kontinuerlig vannstrømsentrifuge og perfluorerte organiske forbindelser i Akerselva

Konsentrasjoner av PFCs i suspendert partikulært materiale fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge i Akerselva er vist i **Tabell 13**. Konsentrasjonene av PFC er fra tre

uttaksrundene som måtte slås sammen til en blandprøve for å få tilstrekkelig materiale. Kun PFOS og PFDcS ble påvist i detekterbare mengder.

Tabell 13. *Konsentrasjoner (ng/g t.v.) av PFCs i suspendert partikulært materiale fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge i Akerselva. Verdier fra tre uttaksrunder er vist (14/11, 25/11, 18/12-2008). Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.*

PFC	Akerselva
6:2 FTS	<1,55
PFOSA	<0,18
PFBS	<0,19
PFHxS	<0,14
PFOS	0,67
PFDcS	0,59
PFHxA	<1,51
PFHpA	<1,07
PFOA	<0,83
PFNA	<0,84
PFDcA	<0,82
PFUnA	<0,67

4.5.4.3 Tilførsler av PFC fra Akerselva

Basert på måledata fra VAV og resultater fra suspendert partikulært materiale fra sentrifuge ble tilførsler av PFC beregnet for blandprøve. Måledata fra VAV er vist i Vedlegg 4. Beregnede partikulære tilførsler av PFC fra Akerselva er vist i **Tabell 14**. Kun PFOS og PFDcS ble påvist i detekterbare mengder, og konsentrasjonene var lave. Da måledata fra POCIS mangler kan ikke fritt oppløst PFC beregnes.

Tabell 14. *Beregnete tilførsler (mg/år) av partikulært bundet PFC fra Akerselva. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.*

PFC	Estimerte mengder av suspenderte bundne PFC
6:2 FTS	< 1,0
PFOSA	< 0,1
PFBS	< 0,1
PFHxS	< 0,1
PFOS	0,4
PFDcS	0,4
PFHxA	< 0,9
PFHpA	< 0,7
PFOA	< 0,5
PFNA	< 0,5
PFDcA	< 0,5
PFUnA	< 0,4

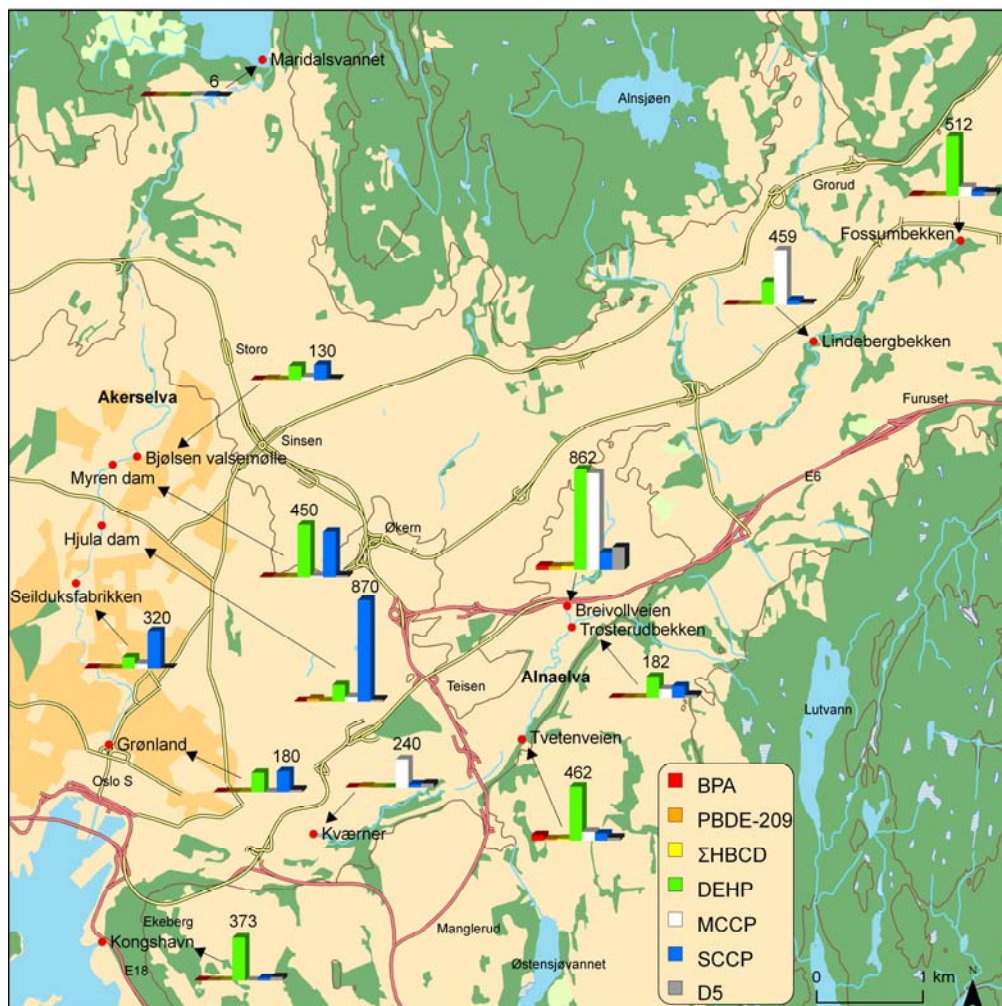
5. Diskusjon

Diskusjonen er delt i tre; kartlegging, sporing og tilførsler.

5.1 Kartlegging av Alna og Akerselva

For klassifisering av miljøgiftene undersøkt i dette prosjektet valgte vi å ikke benytte oss av SFTs veilder for klassifisering av miljøgifter i vann og sedimenter (TA/2229/2007), da denne er utviklet for marine sedimenter. Klassifiseringssystemet er effektbasert, hvor klassegrenser representerer en forventet økende grad av skade på organismesamfunn, og da marine arter, noe som vi mener gjør dette klassifiseringssystemet mindre egnet til ferskvannsedimenter.

For vurdering av miljøgiftnivåene har vi sammenlignet våre resultater med funn fra tidligere Norske og internasjonale kartleggingsstudier og publiserte resultater. Vi har i størst mulig grad prøvd å beskrive om kildene er diffuse eller punktkilder. I elvededimenter er dette vanskelig, da sedimentene vil forflytte seg nedstrøms i elva og man vil få en fortykning av miljøgiftene etter som sedimentene beveger seg. I **Figur 30** vises et oversiktskart over konsentrasjonene av utvalgte miljøgifter funnet i sedimenter fra Alna og Akerselva.



Figur 30. Kart over stasjonsnett for kartlegging av miljøgifter. Posisjon for prøvetakning er gitt med røde punkter og søyler viser konsentrasjon av miljøgift i ng/g tørrvekt. Høyeste konsentrasjon av miljøgift er angitt.

5.1.1 Alkylfenoler

Nivået av nonylfenoler var høyere i Alna enn i Akerselva. I Alna og Akerselva var konsentrasjonene av nonylfenoler henholdsvis i området 26-409 (ng/g t.v.) og 14-76 (ng/g t.v.). Høyeste konsentrasjon i Alna ble målt i sediment fra Tvetenveien, mens høyeste konsentrasjon i Akerselva ble målt i Hjula dam.

Det finnes ingen kartleggingsstudier av alkylfenoler i sedimenter fra Norge, så det var ikke mulig å relatere våres funn til andre målinger i Norge. Fra et kartleggingsstudium i Sverige fant man nonylfenoler i området 10-300 (ng/g t.v.), samt at man refererte her til tidligere målinger fra Sverige, hvor man hadde funnet konsentrasjoner i sedimenter inntil 5300 (ng/g t.v.), (Remberger et al., 2003). I et annet litteraturstudium hvor man sammenfattet funn av nonylfenoler fra elvesedimenter i ulike land (USA, Asia og Europa), ble høyeste konsentrasjon av nonylfenoler, i et område sterk belastet med industri målt til 3000 (ng/g t.v.). Generelt var verdiene under 70 (ng/g t.v.), (Soares et al., 2008).

De høyeste nivåene nonylfenoler i Alna ble funnet i sedimenter fra stasjonene Tve-Aln, Lin-Aln og Bre-Aln. Konsentrasjonene i disse sedimentene var vesentlig høyere i forhold til funn fra de andre stasjonene i Alna og Akerselva. Funnene fra disse stasjonene er høyere og i øvre grense av hva man har funnet i Sverige (dersom vi ser bort fra et funn på 5300 (ng/g t.v.)), og noe høyere en det man generelt fant fra et litteraturstudium hvor sedimenter fra en rekke land ble sammenlignet. Med bakgrunn i konsentrasjonene funnet i vårt studium kan muligens kildene være diffuse. Høyere konsentrasjoner slik som ble funnet i Sverige (5300 ng/g t.v.) ville muligens blitt funnet dersom en punktkilde var årsaken.

5.1.2 Bisfenol-A (BPA)

Konsentrasjonen av BPA i sedimentene var høyere i Alna enn i Akerselva. I Akerselva var konsentrasjonene lave, og høyeste konsentrasjon på 5 (ng/g t.v.) ble funnet i Myra dam. I Alna ble høyeste konsentrasjon funnet ved Tvetenveien og i kulvert ved Breivollveien, dette ble også vist i PCA-analysen. Konsentrasjonene her var henholdsvis 47 og 34 (ng/g t.v.).

Nivåene av BPA i Tve-Aln og Bre-Aln var tilsvarende nivåer funnet ved bynære sedimenter i Mjøsa hvor konsentrasjonen lå i området 3-20 (ng/g t.v.), (Fjeld et al., 2006) og 11-48 (ng/g t.v.), (Fjeld et al., 2004). Tilsvarende verdier er også funnet i Lågen og Vorma, hvor konsentrasjonen i sedimentene varierte fra 9-51 (ng/g t.v.), (Fjeld et al., 2004b). I Drammensvassdraget var konsentrasjonen av BPA i sedimenter fra 6-280 (ng/g t.v.), og det var en klar tendens til økning nedover vassdraget (Fjeld et al., 2006). Fra undersøkelser av sedimenter i Nederland, som representerte ulike akvatiske miljøer fant man BPA i området 1-43 ng/g t.v. (Vethaak et al., 2005), tilsvarende, men noe lavere verdier (2-27 ng/g t.v.) ble funnet i elvemunningene i noen øst-kinesiske elver (Fu et al., 2007), mens BPA fra en rekke sedimenter i ulike ferskvannskilder (kanaler, elver og innsjøer) i Tyskland hadde BPA-verdier fra 18-190 ng/g t.v. (Fromme, 2002). Fra en undersøkelse referert til av (Munn et al., 2003), ble det i danske elvesedimenter funnet BPA-nivåer fra 3,3 til 150 (ng/g t.v.), hvor de høyeste nivåene skyldes avløpsvann fra tettbebygde områder. Alna var med i en europeisk undersøkelse hvor konsentrasjonen av 35 organiske miljøgifter i vannfasen ble bestemt (Loos et al., 2009). Fra undersøkelsen var konsentrasjon av BPA 40 ng/L, mens gjennomsnittet for alle undersøkte elver var 25 ng/L (pers. med J.L. Fuglestad, SFT).

De høyeste nivåene av BPA i Alna tilsvarer det man forventer å finne i bynære strøk. Nivåene funnet i sedimenter fra Bre-Aln og Tve-Aln var derimot en del høyere enn de andre stasjonene i Alna. Årsaken til de høye konsentrasjonene funnet her kan skyldes at dette området er belastet med trafikk, gammel og ny industri, som kan være kildene til BPA.

5.1.3 Bromerte flammehemmere (BFH)

PBDE

Konsentrasjonen av summen av de enkelte PBDE-kongenerne (Σ PBDE) i sedimentene i Alna og Akerselva var i området 0,9-30 (ng/g t.v.) og 0,8-24 (ng/g t.v.), henholdsvis, og generelt noe høyere i Alna enn i Akerselva. I Alna fant vi de høyeste konsentrasjonene i strekningen fra kulvert i Breivollveien til Tvetenveien. Dette kom også fram av PCA-analysen. Konsentrasjon i sedimentet fra Hjula dam var den høyeste i Akerselva. Sedimentene i elvene var dominert av kongeneren BDE-209, noe som tyder på at den tekniske blandingen ”deka-BDE” er hovedkilden.

Tilsvarende konsentrasjoner som ble funnet i Oslo-elvene av PBDE er funnet i Mjøsas overflatesedimenter, i områder hvor man ikke har direkte punktkilder, men en viss påvirkning av urbant miljø (Fjeld et al., 2006). Fra et litteraturstudium som viser forekomst av PBDE i norsk miljø, fant man konsentrasjoner av PBDE i området 10-30 (ng/g t.v.) i nedre del av Drammenselva, Lillehammerområdet (ikke fra punktkilde) og Loselva (Økland, 2008). I følge denne rapporten er BDE-209 den mest vanlig forekommende kongener i ferskvannsedimenter i Norge. Fra en nylig publisert oversiktartikkel som viser forekomster av PBDE i sedimenter i ferskvann i Europa og Asia, finner man ofte PBDE-konsentrasjoner tilsvarende nivåer funnet i Alna og Akerselva, hvor man har diffuse kilder og påvirkning fra menneskelig aktivitet (Law et al., 2008). De rapporterer også at BDE-209 er den dominerende kongeneren.

Funn av PBDE i Alna og Akerselva var tilsvarende det man forventer å finne i bynære strøk. Nivåene funnet i sedimenter fra Bre-Aln og Tve-Aln var derimot en del høyere enn de andre stasjonene i Alna, og i øvre del av funn fra Norge. Dette området er belastet med biltrafikk, gammel og ny industri, som kan være kildene til PBDE. I Hjula dam ble høyeste nivå av PBDE funnet i Akerselva. Dette området er noe belastet med biltrafikk (Ring 2), og har tidligere vært industripåvirket. I dag er et få produksjonsbedrifter i dette området. Nivåene funnet av PBDE i begge elvene tyder på at kildene er diffuse.

HBCD

Konsentrasjonen av summen av isomerene α -, β og γ -HBCD (Σ HBCD) i sedimentene fra Alna og Akerselva var i området 1-30 (ng/g t.v.) og 1-3,5 (ng/g t.v.), henholdsvis. Konsentrasjonen av Σ HBCD var lav i Akerselva, og nær deteksjonsgrensen. Høyere nivåer av Σ HBCD ble funnet i Alna, og høyeste konsentrasjoner var henholdsvis 30 og 15 (ng/g t.v.), som ble funnet i kulvert i Breivollveien og ved Tvetenveien. Dette mønsteret kom også fram i PCA-analysen.

De høyeste nivåene som ble funnet i Alna var høyere enn funn fra Lågen og Vormå (Fjeld et al., 2004b), Losna, Drammenselva og Mjøsa (Fjeld et al., 2004) og innsjøer fra et kartleggingsstudium (Fjeld et al., 2005). Fra disse undersøkelsene ble høyeste nivå av Σ HBCD funnet i et sediment fra Mjøsa (Lillehammer), hvor konsentrasjonen var 7,9 (ng/g t.v.). Fra uttak av sedimenter i Brusdalsvatnet (Ålesund), hvor man har en lokal kilde

(Brødrene Sunde, fabrikk som produserer polystyren), ble det målt en konsentrasjon på 10,4 (ng/g t.v.) av Σ HBCD. Kilden her var atmosfæriske deponeringer fra fabrikk (S. Ranneklev, oppdrag Ålesund kommune). I undersøkelser av Mjøsa fra 2006, fant man i to sedimentnivåer av Σ HBCD, på 11-21 (ng/g t.v.), mens resterende sedimenter var lavere (Fjeld et al., 2006). Nivåene som ble funnet i sedimenter fra kulvert i Breivollveien til Tvetenveien var også høye i forhold til urbane elver i Europa som ikke direkte har en punktkilde (Law et al., 2006). Høyeste nivå av Σ HBCD rapportert her var 6,9 (ng/g t.v.). Dette blir også vist i oversiktsartikkel hvor de har sammenlignet sedimenter påvirket av diffuse kilder og punktkilder (Covaci et al., 2006). Fra diffuse kilder rapporterer de om funn inntil ca 10 (ng/g t.v.), mens fra punktkilder var funnene fra ca 20-800 (ng/g t.v.). I forhold til Sverige er nivåene i Alna høyere enn funn fra urbane elver (Remberger et al., 2004). Høyeste konsentrasjon målt fra sediment ved punktkilde var 25 (ng/g t.v.).

Konsentrasjonen av Σ HBCD i området kulvert i Breivollveien til Tvetenveien var høyere enn andre funn i ferskvannsedimenter fra Norge og i nedre del områder fra utlandet hvor man har punktkilder. Nivået som ble funnet tyder på at det kan være en punktkilde i dette området.

TBBPA

Konsentrasjonene av tetrabrombisfenol A (TBBPA) var lave, og de var under deteksjonsgrensen, med unntak av sedimentene som ble tatt ut fra kulverten i Breivollveien til Tvetenveien. Sedimentet tatt ut i kulverten hadde en konsentrasjon på 181 (ng/g t.v.). Fra en undersøkelse fra Mjøsa var alle konsentrasjoner av TBBPA under deteksjonsgrensen (Fjeld et al., 2006). Nivåene funnet i kulverten var også betydelig høyere enn funn fra Losna og Drammenselva (Fjeld et al., 2004). I og med at stasjonen nedstrøms kulverten i Breivollveien hadde betydelige lavere konsentrasjoner av TBBPA, 3 (ng/g t.v.), burde analysen blitt repetert for å forsikre seg om at nivået av TBBPA i kulverten var korrekt.

5.1.4 Fosfororganiske flammehemmere (PFR)

Konsentrasjonen av PFR var betydelig lavere i Akerselva enn i Alna. I Akerselva var de fleste konsentrasjoner av PFR under deteksjonsgrensen. Forbindelsene TIBP, TBP, TCPP, og EHDPP ble påvist i kvantifiserbare mengder i nesten alle sedimentene fra begge elvene. I Alna ble forbindelsene TCEP, TBEP og TPhP påvist i kvantifiserbare mengder, mens disse forbindelsene var i hovedsak ikke detekterbare i Akerselva. TDCPP og V6 var gjennomgående under deteksjonsgrensen i alle sedimentene.

Fra en kartlegging av PFR i sedimenter fra Bekkelaget, Drammensvassdraget, Loselva, Arendal og Lista, ble det funnet tilsvarende nivåer av PFR, med unntak av sedimenter tatt ut i Loselva, hvor man har en punktkilde fra et bildestruksjonsfirma (Green et al., 2008). Konsentrasjonen av TPhP, EHDPP, TBEP og TCPP fra kulvert i Breivollen til Tvetenveien (inkludert Trosterudbekken) og målestasjon Kværner var noe høyere enn funn fra kartleggingen til Green et al., (2008), dersom vi ser bort fra funnene fra Loselva. Tilgjengelig litteratur om PFR i sedimenter er manglende (Herzke et al., 2007), og vi fant kun studiet til Green et al., (2008).

Det er begrenset litteratur om funn av PFR i sedimenter fra ferskvann. Konsentrasjonen av PFR som ble funnet i Oslo-elvene var i samme størrelsesorden som funn fra kartleggingsstudiet av Green et al., (2008).

5.1.5 Ftalater (DEHP)

Nivået av DEHP var noe lavere i Akerselva (94-450 ng/g t.v.) enn i Alna (182-862 ng/g t.v.). Høyeste nivåer ble funnet i kulvert i Breivollveien og i Tvetenveien, og her var konsentrasjonene 862 (ng/g t.v.) og 462 (ng/g t.v.), henholdsvis. At disse stasjonene hadde de høyeste konsentrasjoner av DEHP kom også fram av PCA-analysen. I Akerselva ble høyeste konsentrasjon funnet i Myra dam, hvor konsentrasjonen var 450 (ng/g t.v.).

Nivåene av DEHP i elvene tilsvarer tidligere nivåer funnet i ferskvannsedimenter i Norge (Braaten, 1996, Bakke et al., 2007). Høyeste konsentrasjoner i deres prøver var 800 og 353 (ng/g t.v.). De høyeste konsentrasjonene i Alna tilsvarer øvre del av funnene fra Norge. Fra et studium i Italia hvor 66 sedimenter fra elver og innsjøer ble undersøkt, lå verdiene mellom 6-487 (ng/g t.v.), (Vitali et al., 1997). Disse verdiene er betydelig lavere enn nivåer funnet i elver, ferskvannsedimenter og kanaler i Tyskland (Fromme, 2002), hvor verdiene varierte fra 210-8 440 (ng/g t.v.). Betydelige høyere verdier av DEHP er funnet i elvesedimenter i Taiwan hvor verdiene varierte fra 50-46 000 (ng/g t.v.), (Huang, 2008) til 3 810-16 360 (ng/g t.v.), (Lin, 2009). Forhøyede verdier av DEHP finner man ofte i områder med høy befolkningstetthet og industrialisering (Lin, 2009).

Konsentrasjonen av DEHP i Akerselva var generelt tilsvarende tidligere funn fra Norge. I Alna var de høyeste konsentrasjonene tilsvarende og høyere enn tidligere kartleggingsstudier i Norge. Årsak til de forhøyede konsentrasjonene i kulvert i Breivollveien og Tvetenveien er uvisst, men området er generelt belastet med veitrafikk, samt ny og gammel industri. Fra konsentrasjonene funnet i Alna kan det tyde på at kildene er diffuse.

5.1.6 Klorerte parafiner (M/SCCP)

Konsentrasjonene av MCCP og SCCP i Alna var i området 1-830 og 25-150 (ng/g t.v.), henholdsvis. For Akerselva var konsentrasjonene av MCCP og SCCP i området 1-39 og 6-870 (ng/g t.v.), henholdsvis. I Alna var forholdet SCCP:MCCP < 1 for de fleste sedimentene, mens for Akerselva var forholdet > 1 for alle sedimentene. Kulverten i Breivollveien i Alna hadde den høyeste konsentrasjonen av MCCP. Høyeste nivå av SCCP i Akerselva ble funnet i Hjula dam.

Konsentrasjonen av SCCP i Akerselva tilsvarer funn fra Mjøsa (Fjeld et al., 2006, Fjeld et al., 2004). De høyeste konsentrasjonene funnet i Akerselva, tilsvarer bynære områder rundt Mjøsa, hvor konsentrasjonen av SCCP var størst. I forhold til Drammensvassdraget kan de høye nivåene i Akerselva sammenlignes med funn fra utløpet av Drammenselva hvor de høyest nivåene av SCCP ble funnet (Fjeld et al., 2006). For MCCP i Alna var konsentrasjonen lik funn fra Mjøsa, hvor de høyeste nivåene i Alna tilsvarte bynære områder i Mjøsa (Fjeld et al., 2006, Fjeld et al., 2004). Konsentrasjonen av MCCP i Drammensvassdraget var tilsvarende våre funn fra Alna. De høyeste konsentrasjonen av MCCP i Alna tilsvarer funn fra nedre del av Drammenselva, hvor konsentrasjonen var høyest (Fjeld et al., 2006). Verdiene funnet i Alna og Akerselva er betydelig lavere enn de fleste funn fra urbane og industripåvirkende elver i England og Wales hvor konsentrasjoner av SCCP og MCCP var i områder 200-65 000 (ng/g t.v.), (Nicholls, 2001), og høyeste konsentrasjon av SCCP var 10 300 (ng/g t.v.). Fra elver i Tsjekkia fant Příbylová (2006) konsentrasjoner av SCCP og MCCP som var generelt høyere enn i Alna og Akerselva, her ble verdier opp til henholdsvis 347 (ng/g t.v.) og 5575 (ng/g t.v.) detektert. De høyeste konsentrasjonene av SCCP i dette studiet var derimot lavere enn konsentrasjonene funnet i Hjula dam og Myra dam.

De høyeste konsentrasjonene av MCCP i Alna og SCCP i Akerselva tilsvarer funn fra urbane områder i Norge. Funnene som viste at forholdet mellom SCCP:MCCP var > 1 i Akerselva, og generelt < 1 i Alna er interessante, da dette tyder på at elvene er påvirket av forskjellige tekniske blandinger av klorerte parafiner. SCCP benyttes hovedsaklig i væsker som operere under høyt trykk, for eksempel i motorer og som smøremidler, mens MCCP benyttes for det meste i som myknere i plast. I tillegg var konsentrasjonen av SCCP høyere i Akerselva enn i Alna. Dette er den eneste observasjonen i dette kartleggingsstudiet hvor konsentrasjonen av en miljøgift var høyere i Akerselva enn i Alna. I sedimentene fra Bjølsen valsemølle til Hjula dam kunne man se en konsentrasjonsøkning av SCCP. Dette området i Akerselva har tidligere vært betydelig industripåvirket og lite påvirket av veitrafikk (ikke Hjula dam, Ring 2). I dag er noen få produksjonsbedrifter i dette området (for eksempel Bjølsen valsemølle). Med bakgrunn i de lave konsentrasjonen av miljøgifter funnet ellers i Akerselva vil vi karakterisere kilden som punktkilde. Men på den andre siden, er våre funn tilsvarende funn i urbane områder i Norge, og vil da bli karakterisert som en diffus kilde. Kilden i dette området kan derfor være en diffus, men også en punktkilde.

5.1.7 Perfluorerte organiske forbindelser (PFC)

Flyktige PFC

Konsentrasjonen av flyktige PFC i sedimentene var lavt, og i de fleste tilfeller under deteksjonsgrensen i begge eleven. Kvantifiserbare konsentrasjoner av flyktige PFC ble funnet i sedimenter fra kulvert i Breivollveien, Trosterudbekken, Kværner og Bjølsen valsemølle. De høyeste nivåer av flyktige PFC i Alna fant vi i kulvert i Breivollen og Trosterudbekken, hvor 8:2FTOH, 10:2 FTOH, N-Et FOSA, N-Me FOSE og N-Et FOSE ble påvist i nivåer fra 10-36 (ng/g t.v.). I sediment fra Bjølsen valsemølle ble de fleste forbindelsene ble påvist, og konsentrasjonen var i området 2-51 (ng/g t.v.).

Detekterbare nivåer funnet i Alna og Akerselva var betydelig høyere enn funn fra kartleggingen utført av Green et al., (2008), hvor høyeste detekterbart nivå var 0,25 (ng/g t.v.) av N-Et FOSE. Tilsvarende konsentrasjoner og opp til 4 (ng/g t.v.) som Green et al., (2008) rapporterte, er funnet for N-Me FOSA og N-Et FOSA i sedimenter fra USA (Higgins et al., 2005). Det er publisert lite om funn av flyktige PFC i sedimenter. Vi synes konsentrasjonene var merkbare høye i sedimenter hvor PFCs ble påvist, og vi er usikre på om på om disse resultatene er beheftet med analysefeil.

Ioniske PFC

Konsentrasjonen av ioniske PFC var under deteksjonsgrensen for de fleste forbindelsene, og de som var detekterbare var tilstedet i lavt nivå, nær deteksjonsgrensen. I Akerselva var høyeste detekterbare konsentrasjon 0,1 (ng/g t.v.), og ved metodens deteksjonsgrense. PFOS og PFDCs ble påvist i flest sediment, og i området 0,02-0,33 (ng/g t.v.) og 0,02-0,19 (ng/g t.v.), henholdsvis. Σ PFAS (PFOSA + PFHxS + PFOS + PFHxA + PFOA + PFNA), var høyest i sediment fra Trosterudbekken, hvor konsentrasjonen var 1,1 (ng/g t.v.).

Nivåene som ble funnet i Oslo-elvene var betydelig lavere enn funn fra kartleggingen av Green et al., (2008). Her påviste de i hovedsak PFOS i detekterbare mengder, og verdier opp til 6,7 ng/g (ng/g t.v.) ble funnet. I Loselva fra deres kartlegging fant de PFOS i nivåer 0,8-2,3 (ng/g t.v.), som er noe høyere enn funnene i Alna og Akerselva. Fra en kartlegging utført av Fjeld et al., (2005) fant de Σ PFAS i området 0,07-1,0 (ng/g t.v.), mens Σ PFAS fra 0,08-3,62 (ng/g t.v.) ble rapportert av Bakke et al., (2007). I internasjonale publikasjoner rapporterer

man vanligvis konsentrasjonen av noen utvalgte PFCer. Konsentrasjoner av enkelte PFCer er vanligvis ikke funnet i nivåer over 5 (ng/g t.v.) i ferskvannssedimenter (Bossi et al., 2008, Higgins et al., 2005, Senthilkumar et al., 2007).

Funnene fra Alna og Akerselva indikerer at konsentrasjonen av ioniske PFC er lavt i elvene.

5.1.8 Siloksaner

Konsentrasjonen av siloksanen D4 var lav i begge elvene, og oftest under deteksjonsgrensen. D4 ble kun påvist i sedimenter fra Fossumbekken og i kulvert i Breivollveien, hvor konsentrasjonen var henholdsvis 8 (ng/g t.v.) og 5 (ng/g t.v.). Siloksanen D5 ble påvist i detekterbare konsentrasjoner i alle sedimentene, med unntak av Maridalsvannet. Høyeste nivå ble funnet i sediment fra kulvert i Breivollveien, hvor konsentrasjonen var 196 (ng/g t.v.), ellers var verdiene i Alna i området 14-35 (ng/g t.v.). Høye nivåer av D5 ble også funnet i Tve-Aln og Fos-aln, som vist i PCA-analysen. I Akerselva var konsentrasjonen av D5, i området 5-22 (ng/g t.v.). Generelt var konsentrasjonen av D5 noe høyere i Alna enn i Akerselva. Konsentrasjonen av D5 funnet i Breivollveien var betydelig høyere enn i de andre sedimentene i Alna. I stasjonen nedstrøms (Tve-Aln), var konsentrasjonen av D5 lavere og tilsvarende de andre sedimentene i Alna. Konsentrasjonen av miljøgifter i Bre-Aln og Tve-Aln er ofte i samme nivå, og man ser ofte en reduksjon i konsentrasjonen fra Bre-Aln til Tve-Aln, som muligens skyldes fortykning. Dette ble ikke observert i dette tilfellet og vi tror da at årsaken til den høye konsentrasjonen i Bre-Aln kan skyldes feil ved analysen.

Forekomsten av siloksaner i Norge og andre land er lite studert. Fra en kartlegging av siloksaner i det nordiske miljøer, var forekomsten av D5 betydelig høyere enn D4 i sedimenter (Kaj et al., 2005). Med unntak av et sediment hvor konsentrasjonen av siloksaner (sum D4, D5 og D6) var 2300 (ng/g t.v.), var nivået av D5 tilsvarende våres funn i Alna og Akerselva. De høyeste konsentrasjoner av siloksaner ble funnet i urbane områder.

Konsentrasjonen av siloksaner i sedimentene fra Oslo-elvene var i samme størrelsesorden som funn fra et kartleggingsstudium fra Norden. Urbane diffuse kilder var den viktigste kilden til siloksaner i sedimentene.

5.1.9 Triklosan

Konsentrasjonen av triklosan var høyere i Alna enn i Akerselva, hvor nivået i flere sedimenter var under deteksjonsgrensen. I Alna og Akerselva varierte konsentrasjonene fra 1-14 (ng/g t.v.) til 2-3 (ng/g t.v.), henholdsvis. Høyeste konsentrasjon i Alna ble funnet i kulvert i Breivollveien og ved Tvetenveien, hvor konsentrasjonen var 14 og 12 (ng/g t.v.), henholdsvis. Dette kom også frem av PCA-analysen.

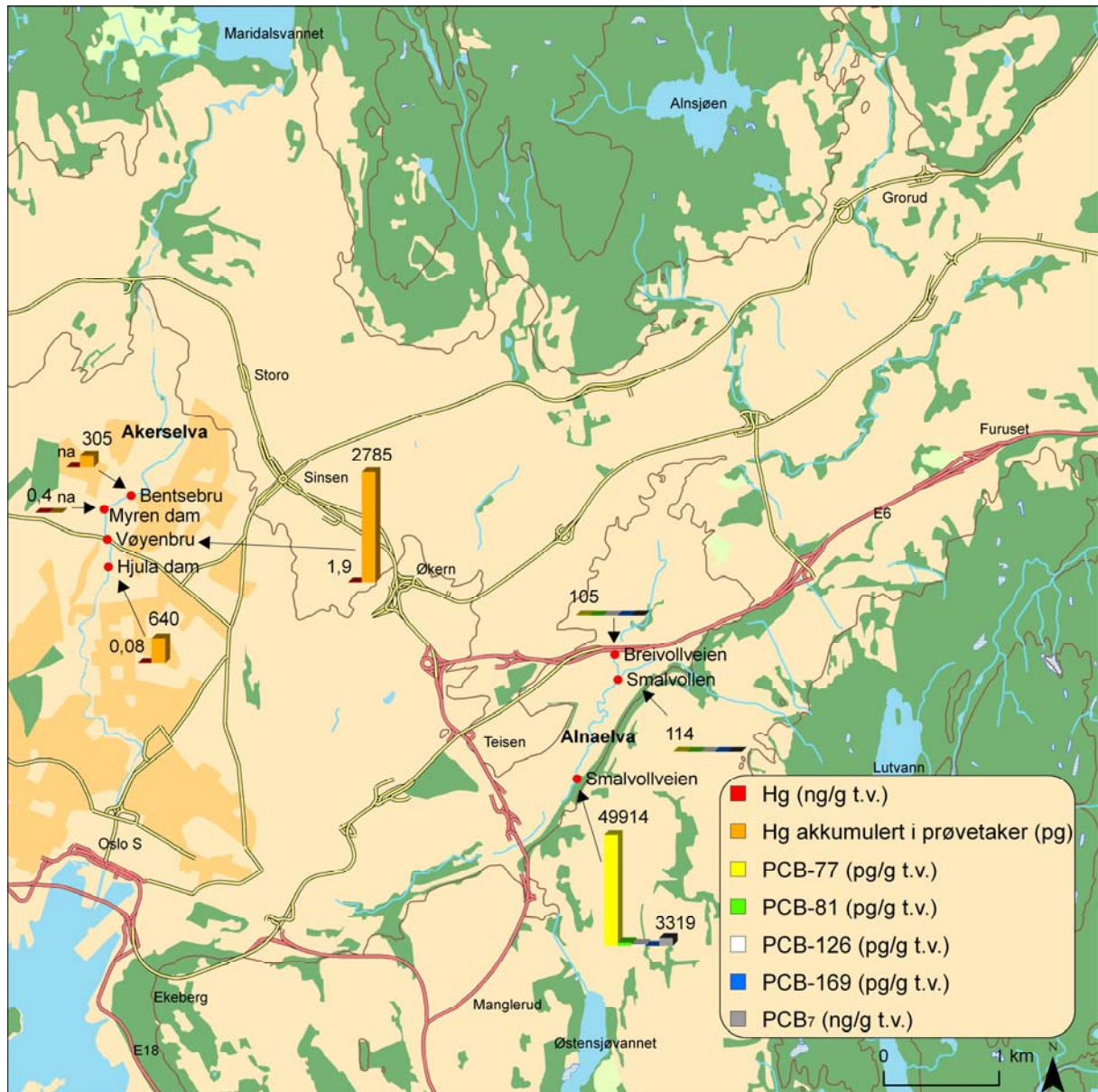
Nivået av triklosan i sedimentene fra Alna og Akerselva var generelt tilsvarende tidligere funn fra Losna, Mjøsa og Drammenselva. Konsentrasjonene i disse områdene var i området 0,3-6,5 (ng/g t.v.), og ble karakterisert som lave (Fjeld et al., 2004). Fra en IVL-kartlegging av triklosan i Sverige, var høyeste konsentrasjon i sedimenter 25 (ng/g t.v.), og tilsvarende våre høyeste konsentrasjoner funnet i Alna. Litteratur fra studier av triklosan i sedimenter i elver var manglende, da man i hovedsak har gjort analyser av triklosan i vannfasen. Fra sedimenter i elvemunningen i Hudson River (USA), fant man konsentrasjoner av triklosan i området 9-37 (ng/g t.v.), (Wilson, 2008). Overflatesedimenter fra Lake Greifensee (Sveits) hadde triklosan

verdi på 53 (ng/g t.v.), (Singer et al., 2002). Både River Hudson og Lake Greifensee var resipienter for utslipp fra kloakkrensplanlegg.

Konsentrasjonen av triklosan i Akerselva og Alna var generelt lave. I sediment fra kulvert i Breivollveien og ved Tvetenveien ble noe høyere nivåer målt, men disse også innenfor det man forventer å finne i urbane områder påvirket av diffuse kilder.

5.2 Kildesporing i Alna og Akerselva

En oppsummering av kildesporingen av PCB i Alna og kvikksølv i Akerselva er gitt i **Figur 31**.



Figur 31. Kart over stasjonsnett for kildesporing av PCB og kvikksølv. Posisjon for prøvetaking er gitt med røde punkter og søyler viser konsentrasjon av miljøgift. na, ikke analysert.

5.2.1 PCB-sporing i Alna

Fra kildesporingen ble det funnet høye konsentrasjoner av PCB₇ ("seven dutch") og dioksinlignende PCBer i sedimentet ved Smalvollveien 6., (Sma-Aln). Dette var vår målestasjon lavest ned i elva under kildesporingen. Konsentrasjonen av PCB₇ som ble målt var på 3319 (ng/g t.v.). Dette var betydelig høyere nivåer enn tidligere funn et stykke lenger ned i elven, hvor konsentrasjon ble målt til 60 (ng/g t.v.), (Weideborg et al., 2006). I vår stasjonen oppstrøms (Ntr-Aln), var konsentrasjonen av PCB₇ 8 (ng/g t.v.), noe som tyder på at PCB-kilden er i nærheten og mulig oppstrøms vår nederste målestasjon. Konsentrasjonen av dioksinlignende PCB var også høyest i sediment fra Sma-Aln. I dette sedimentet var konsentrasjonen av PCB-77, 49914 (pg/g t.v.), mens i stasjonen oppstrøms, var konsentrasjonen 114 (pg/g t.v.). Dette tyder på at kilden også inneholder betydelige mengder dioksinlignende PCB.

Resultat fra SPMDer viste også en høyere konsentrasjon av PCB₇ ved Sma-Aln, hvor estimerte konsentrasjon i Alna ble beregnet til 150 pg/L. I stasjonen oppstrøms (Ntr-Aln) ble konsentrasjonen beregnet til 40 pg/L. For dioksinlignende PCB, ble konsentrasjonen av PCB-77 beregnet til å være høyest i Sma-Aln. Resultater fra SPMDer forsterker ytterligere vår antagelse om at PCB-kilden er ved vår nederste målestasjon.

Bildeler og kjøleskap har tidligere blitt gravd ut fra dette området, som muligens har fungert som en søppeldumpingplass for private. Det har tidligere vært en oppryddingsaksjon i dette området hvor tyngre deler ble fjernet ved hjelp av maskiner (pers. med Karsten Sølve Nilsen). Andre potensielle kilder i dette området kan være nåværende og tidligere industri, samt en overvannsledning på vestsiden av elva.

5.2.2 Kvikksølv-sporing i Akerselva

Fra kildesporingen av kvikksølv ble det funnet høyest konsentrasjon i sediment utenfor kulvert fra Ullevål sykehus (Vøy-Ak) og lavest i Hjula dam (Hju-Ak), som er nedstrøms for kulverten. I sedimentet utenfor kulverten var konsentrasjonen 1,9 mg/kg, mens konsentrasjonen i Hjula dam var 0,08 mg/kg. I målestasjonen oppstrøms kulverten, Myra dam (Myr-Ak) var konsentrasjonen 0,40 mg/kg, og tilsvarende funn her ble gjort av Weideborg et al., (2006) i en tidligere kartlegging. I sediment i Hjula dam fant de kvikksølvkonsentrasjon på 5,5 mg/kg. Dette indikerer at kvikksølv-kilden(e) finnes i området nedstrøms Myra dam til Hjula dam. Da vi fant lave konsentrasjoner i Hjula dam, kan dette indikere at kilden er høyere oppe, nærmere kulverten. Årsaken til at tidligere målinger viste høye konsentrasjoner av kvikksølv i Hjula dam kan skyldes at sedimentene forflytter seg. I dette området langs elva er det flere fall og til tider sterk strøm, og generelt vanskelig å finne sedimenter med organisk materiale.

Resultater fra DGT som var plassert oppstrøms Myra dam (Ben-Ak), på utsiden av kulvert fra Ullevål sykehus (Vøy-Ak) og i Hjula dam, viste at prøvetakeren utenfor kulverten hadde akkumulert mest kvikksølv (2785 pg), og prøvetakeren i Hjula dam betydelig lavere mengder (640 pg). Da det generelt er problematisk å benytte seg av passiveprøvetakere til sporingstudier av kvikksølv, bla. ved at de er lite effektive til å ta opp kvikksølv og i hovedsak akkumuleres kun uorganisk kvikksølv, må konsentrasjonen utenfor kulverten ha vært høy. Dette forsterker ytterligere vår antagelse om at kulverten fra Ullevål sykehus kan være en kvikksølvkilde i dette området.

Valg av kulvert fra Ullevål sykehus som "mulig Hg-kilde" ble gjort ut i fra at det er kjent at sykehus kan ha betydelige utslipp av kvikksølv (Storhaug and Bruås, 2004, Prokopowicz, 2005), noe som skyldes at de benytter eller har benyttet seg av medisinsk utstyr som inneholder kvikksølv. Fra jordprøver i Oslo har det vist seg at konsentrasjonen av kvikksølv var høye rundt sykehus og krematorier (Laurentius, 2005). Hvorvidt det er mulig å mobilisere kvikksølv fra jordsmonn til denne overvannskulverten er usikkert. Fra overvannsnett i byer omkring Mjøsa fant man konsentrasjoner av kvikksølv på 15-290 ng/L (Fjeld et al., 2007). Vann i kulverten inneholdt dessuten delvis dekomponert toalettpapir og steiner var slimete/begrodde, noe som indikerte at kulverten var påvirket av kloakk. Da det er kjent at kloakkslam og avløpsnett inneholder betydelig mengde kvikksølv (Branch, 2008, Storhaug and Bruås, 2004), ga det oss ytterligere en grunn til å anse denne kulverten som en potensiell Hg-kilde. Andre aktuelle diffuse Hg-kilder i dette området vil være fra jord/sedimenter ved Myrenes verksted (Myra) og Hjula veveri (ved Hjula dam), hvor det henholdsvis var metall- og tekstilindustri. I tillegg holder F. J. Stenersen trykkeri til i Glads Mølle, som en av de får produksjonsbedrifter langs elva. Kvikksølvforbindelser har tidligere blitt brukt som biocid i tekstilindustrien og pigmenter i trykkfarge. I dag er metallindustrien en av de største kildene til utslipp av kvikksølv (Branch, 2008).

5.3 Tilførsler av bromerte flammehemmere og perfluorerte organiske forbindelser fra Alna og Akerselva

5.3.1 Tilførsler av bromerte flammehemmere fra Alna og Akerselva

Bruk av SPMD til å måle akkumulering av bromerte flammehemmere er diskutabelt, da det er usikkerhetsmomenter knyttet til dette. Generelt er absorbert masse i prøvetakeren lav, og nær deteksjonsgrensen. Mange av forbindelsene har høy molekylvekt og er hydrofobe. I vårt tilfelle vil det spesielt være usikkert for de høybromerte forbindelsene BDE-196, BDE-206 og BDE-209, med Kow verdier > 7-8, da fordelingskoeffisienten mellom disse og prøvetakeren er usikker. For HBCD som har log Kow i området 5-5,5 vil usikkerheten i hovedsak være knyttet til opptaksraten i prøvetakeren, som skyldes den høye molekylstørrelsen. Prøvetakeren ble plassert ut 1 måned og vil kun representere denne perioden, slik at eventuelle sesongvariasjoner ikke vil observeres. I tillegg ble noen av de bromerte flammehemmerne funnet i høyere konsentrasjoner i blindprøven enn i målte verdi.

Kontinuerlig vannstrømsentrifuge viste seg å være velegnet til å fange opp suspendert partikulært organisk materiale fra elvene. I de fleste tilfellene ble det innsamlet nok materiale til at komponentene ble påvist i detekterbare mengder. Innsamling av prøve ble utført i løpet av 24 timer, og vil kun representere dette uttaket, slik at for eksempel sesongvariasjoner ikke kommer med. Fra to uttak med en måneds mellomrom i Alna, var resultatene tilnærmet like. Estimer av tilførsler av bromerte flammehemmere i oppløst og partikulært materiale ble beregnet. Beregninger viste at bromerte flammehemmere transporteres i hovedsak med partikulært materiale. Mengder av bromerte flammehemmere som ble tilført med partikulært materiale var høyest i Alna. I Akerselva var derimot konsentrasjonen av oppløste bromerte flammehemmere høyere enn i Alna. Dette medførte at vi ikke kunne se noen klar forskjell i tilførslene av bromerte flammehemmere mellom elvene.

Nivået av beregnede tilførsler av bromerte flammehemmere i Alna og Akerselva er tilsvarende funn fra andre elver (Booij et al., 2002, Zarnadze and Rodenburg, 2008, Murakami et al., 2008, Wurl et al., 2006). Det finnes ingen resultater fra Norske forhold om tilførsler av bromerte flammehemmere fra elver som vi kan sammenligne med.

5.3.2 Tilførsler av perfluorerte organiske forbindelser fra Alna og Akerselva

På grunn av analytiske problemer fikk vi ikke resultater fra POCIS, og kunne derfor ikke beregne tilførsler av oppløste perfluorerte organiske forbindelser i disse prøvetakerne.

Resultater fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge fanget kun opp PFOS og PFDCs i detekterbare mengder i begge elvene, mens PFOA kun ble detektert i Alna. Konsentrasjonene var lave og nær deteksjonsgrensen. Innsamling av prøve ble utført i løpet av 24 timer, og vil kun representere dette uttaket, slik at for eksempel sesongvariasjoner ikke kommer med. Fra to uttak med en måneds mellomrom i Alna, var resultatene tilnærmet like.

Beregninger viste at tilførslene av partikulært bundne perfluorerte organiske forbindelser var høyere i Alna enn i Akerselva. Estimerte tilførsler av PFOA fra Alna var i samme størrelsesorden som funn fra en europeisk kartlegging av elver hvor Alna inngikk, hvor man målte konsentrasjonen av PFOA i vannfasen (Loos et al., 2009). Det finnes ingen tidligere resultater fra Norske forhold vi kan sammenligne med.

6. Konklusjoner

Kartlegging:

- De fleste nye organiske miljøgifter ble påvist i sedimentene fra Alna og Akerselva.
- Resultater fra kartleggingen i Alna og Akerselva viste at konsentrasjonene av miljøgiftene generelt var høyere i Alna enn i Akerselva. I Alna var konsentrasjonene av miljøgiftene ofte i øvre nivå av det man finner i urbane områder i Norge. For Akerselva var konsentrasjonene av miljøgiftene generelt lave og det man finner i nederste konsentrasjonsområde fra urbane områder.
- Konsentrasjonen av miljøgifter var som forventet lavest i Maridalsvannet, som er Oslo kommunes drikkevannskilde. Dette kom også fram i PCA-analysen.
- I Akerselva var det ingen stasjon eller område som entydig var belastet med flere miljøgifter. Høyeste målte konsentrasjoner av miljøgifter i Akerselva ble funnet i forskjellige stasjoner i vassdraget.
- I Alna ble ofte de høyeste konsentrasjonene av miljøgifter funnet fra kulvert i Breivollveien (Bre-Aln) til Tvetenveien (Tve-Aln). Dette området var det mest miljøbelastede området i denne kartleggingen, dette kom også fram fra PCA-analysen.
- Konsentrasjonen av den klorerte parafinen SCCP var høyere i Akerselva enn i Alna. I Akerselva var forholdet SCCP:MCCP > 1 i alle sedimentene, mens SCCP:MCCP i Alna var generelt < 1 . Dette tyder på at elvene er påvirket av forskjellige tekniske blandinger av klorerte parafiner.
- De høyeste konsentrasjonene av SCCP i Akerselva ble funnet i området Bjølsen valsemølle (Bjø-Ak) til Hjula dam (Hju-Ak), hvor det var en konsentrasjonsøkning i sedimentene. Nivået av SCCP i dette området tilsvarer konsentrasjonsnivåer funnet i urbane områder i Norge.
- Forekomsten av nonylfenoler er ikke kartlagt i ferskvannssedimenter i Norge. Konsentrasjonen av nonylfenol i noen områder i Alna var høyere og i øvre nivå i forhold til funn andre land. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i sedimenter fra stasjonene nedstrøms Lindebergbekken (Lin-Aln), kulvert i Breivollveien (Bre-Aln) og i Tvetenveien (Tve-Aln).
- Konsentrasjonen av ΣHBCD i området kulvert i Breivollveien til Tvetenveien var høyere enn andre funn i ferskvannssedimenter fra Norge og i nedre del fra områder i utlandet hvor man har punktkilder. Nivået som ble funnet tyder på at det kan være en punktkilde i dette området.
- Konsentrasjonen av TBBPA, triklosan og D4 var lave i elvene.

Kildesporing:

- Fra kildesporingen av kvikksølv i Akerselva ble det funnet høyest konsentrasjon i sediment utenfor kulvert fra Ullevål sykehus (Vøy-Ak). Målinger av oppsamlet kvikksølv i passive prøvetaker ga tilsvarende resultat. Vann fra kulverten var påvirket av kloakk, i tillegg skal den inneholde overflatevann fra Ullevål sykehus. Både kloakk og sykehus er kjente kvikksølvkilder.
- Fra kildesporingen av PCB₇ og dioksinlignende PCBer i Alna, ble høyeste konsentrasjoner av PCB₇ og dioksinlignende PCB i sedimenter funnet ved vår nederste målestasjon (Sma-Aln). Oppsamlet PCB₇ og dioksinlignende PCB i passive prøvetakere var også høyest ved denne stasjonen. Dette tyder på at kilden er lokalisert oppstrøms vår nederste stasjon. Potensielle PCB-kilder i dette området kan være eldre fyllinger, tidligere og nåværende industri, samt en overvannsledning på vestsiden av elva.

Tilførselsberegninger:

- Resultater viste at bromerte flammehemmere i hovedsak transporteres med partikulært materiale i elvene. Konsentrasjonen av partikulært bundne bromerte flammehemmere var høyest i Alna. I Akerselva var derimot konsentrasjonen av oppløste bromerte flammehemmere høyere enn i Alna. Dette medførte at vi ikke kunne se noen klar forskjell i tilførslene av bromerte flammehemmere mellom elvene. Nivået av tilførsler fra Oslo-elvene tilsvarte funn fra internasjonale studier.
- Partikulært bundne PFOS og PFDcS ble påvist i detekterbare mengder i begge elvene, mens PFOA kun ble detektert i Alna. Beregninger viste at tilførslene av partikulært bundne perfluorerte organiske forbindelser var høyere i Alna enn i Akerselva.

7. Referanser

- BAKKE, T., FJELD, E., SKAARE, B. B., BERGE, J. A., GREEN, N., RUUS, A., SCHLABACH, M. & BOTNEN, H. (2007) Kartlegging av metaller og utvalgte nye organiske miljøgifter 2006. IN TA-2284/2007, S. R. (Ed.).
- BERGE, J. A., BORGÅ, K. & ENGE, E. K. (2008) Analyse av sedimenter: Kildesporing av bromerte flammehemmere i Ålesundsområdet. IN TA-2441/2008, S.-R. (Ed.).
- BOOIJ, K., ZEGERS, B. N. & BOON, J. P. (2002) Levels of some polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants along the Dutch coast as derived from their accumulation in SPMDs and blue mussels (*Mytilus edulis*). *Chemosphere*, 46, 683-688.
- BOSSI, R., STRAND, J., SORTKJÆR, O. & LARSEN, M. M. (2008) Perfluoroalkyl compounds in Danish wastewater treatment plants and aquatic environments. *Environment International*, 34, 443-450.
- BRANCH, U. C. (2008) The global atmospheric mercury assessment: Sources, Emissions and Transport. 42.
- BREMNES, T., BRABRAND, Å. & SALTVEIT, S. J. (2001) Bunndyr og fisk i Alna - Forurensning og vurdering av kritiske strekninger. IN OSLO KOMMUNE, V. O. A. (Ed.).
- BRAATEN, B., BERGE, J.A., BERGLIND, L. , BÆKKEN, T (1996) Occurrence of phthalates and organotins in sediments and water in Norway. *Niva-report*
- COVACI, A., GERECKE, A. C., LAW, R. J., VOORSPOELS, S., KOHLER, M., HEEB, N. V., LESLIE, H., ALLCHIN, C. R. & DE BOER, J. (2006) Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the Environment and Humans: A Review. *Environmental Science & Technology*, 40, 3679-3688.
- DOCEKALOVA, H. & DIVIS, P. (2005) Application of diffusive gradients in thin films technique (DGT) to measurement of mercury in aquatic systems. *Talanta*, 65, 1174-1178.
- FJELD, E., ROGNERUD, S., ENGE, E. K., BORGAN, A. R. & DYE, C. (2007) Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa via kommunale rensanlegg og elver, 2006. *SFT-report TA-2270/2007*, .
- FJELD, E., ROGNERUD, S., ENGE, E. K., BORGAN, A. R. & RYE, C. (2006) Miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, 2005-2006. *SFT-report TA-2210/2006*
- FJELD, E., SCHLABACH, M., BERGE, J. A., GREEN, N., EGGEN, T., SNILSBERG, P., VOGELSANG, C., ROGNERUD, S., KJELLBERG, G., ENGE, E. K., DYE, C. & GUNDERSEN, H. (2005) Screening of selected new organic contaminants 2004. Brominated flame retardants, perfluorinated alkylated substances, irgarol, diuron, BHT and dicofol. *SFT-report TA-2096/2005*.
- FJELD, E., SCHLABACH, M., J.A., B., EGGEN, T., SNILSBERG, P., KÅLLBERG, G., ROGNERUD, S., ENGE, E. K., BORGAN, A. & GUNDERSEN, H. (2004) Statlig program for forurensningsovervåking: Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter — bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. *SFT-report TA-2006/2004*.
- FJELD, E., SCHLABACH, M., ROGNERUD, S. & KÅLLBERG, G. (2004b) Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004. *SFT-report TA-2051/2004*.
- FROMME, H., KUCHLER, T., OTTO, T., PILZ, K., MULLER, J., WENZEL, A. (2002) Occurrence of phthalates and Bisphenol A and F in the environment. *Water Research*, 36, 1429-1438.
- FU, M., LI, Z. & GAO, H. (2007) Distribution characteristics of nonylphenol in Jiaozhou Bay of Qingdao and its adjacent rivers. *Chemosphere*, 69, 1009-1016.
- GREEN, N., SCHLABACH, M., BAKKE, T., BREVIK, E. M., DYE, C., HERZKE, D., HUBER, S., PLOSZ, B., REMBERGER, M., SCHØYEN, M., UGGERUD, H. T. & VOGELSANG, C. (2008) Screening of selected metals and new organic contaminants 2007. *SFT-report TA-1014/2008*.
- HERZKE, D., SCHLABACH, M., MARIUSSEN, E., UGGERUD, H. & HEIMSTAD, E. (2007) Literature survey of polyfluorinated organic compounds, phosphor containing flame retardants, 3-nitrobenzanthrone, organic tin compounds, platinum and silver. IN TA-2238/2007, S.-R. (Ed.).
- HIGGINS, C. P., FIELD, J. A., CRIDDLE, C. S. & LUTHY, R. G. (2005) Quantitative Determination of Perfluorochemicals in Sediments and Domestic Sludge. *Environmental Science & Technology*, 39, 3946-3956.
- HUANG, P.-C., TIEN, C.-J., SUN, Y.-M., HSIEH, C.-Y., LEE, C.-C. (2008) Occurrence of phthalates in sediment and biota: Relationship to aquatic factors and the biota-sediment accumulation factor. *Chemosphere*, 73, 539-544.
- JOHNSON, R. A. & WICHERN, D. W. (1992) *Applied multivariate statistical analysis*.
- KAJ, L., SCHLABACH, M., ANDERSSON, COUSINS, A. P., SCHMIDBAUER, N. & BRORSTRÖM-LUNDÉN, E. (2005) Siloxanes in the Nordic Environment. *TemaNord 2005:593*.
- LAURENTIUS, T. (2005) *The geochemistry of topsoils in Oslo, Norway*.

- LAW, R. J., ALLCHIN, C. R., DE BOER, J., COVACI, A., HERZKE, D., LEPOM, P., MORRIS, S., TRONCZYNSKI, J. & DE WIT, C. A. (2006) Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment. *Chemosphere*, 64, 187-208.
- LAW, R. J., HERZKE, D., HARRAD, S., MORRIS, S., BERSUDER, P. & ALLCHIN, C. R. (2008) Levels and trends of HBCD and BDEs in the European and Asian environments, with some information for other BFRs. *Chemosphere*, 73, 223-241.
- LIN, C., LEE, C.-J., MAO, W.-M., NADIM, F. (2009) Identifying the potential sources of di-(2-ethylhexyl) phthalate contamination in the sediment of the Houjing River in southern Taiwan. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 270-275.
- LOOS, R., GAWLIK, B. M., LOCORO, G., RIMAVICIUTE, E., CONTINI, S. & BIDOGLIO, G. (2009) EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. *Environmental Pollution*, 157, 561-568.
- MCCARTHY, J. F., SOUTHWORTH, G. R., HAM, K. D. & PALMER, J. A. (2000) TIME-INTEGRATED, FLUX-BASED MONITORING USING SEMIPERMEABLE MEMBRANE DEVICES TO ESTIMATE THE CONTRIBUTION OF INDUSTRIAL FACILITIES TO REGIONAL POLYCHLORINATED BIPHENYL BUDGETS *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 352-359.
- MUNN, S. J., R. ALLANOU, R., ASCHBERGER, K., BERTHAULT, F., DE BRUIJN, J., MUSSET, C., O'CONNOR, S., PAKALIN, S., PELLEGRINI, G., SCHEER, S. & VEGRO, S. (2003) European Union Risk Assessment Report Volume 37 (4,4'-isopropylidenediphenol (bisphenol-A)). *European Commission 20843 EN. Luxembourg.*
- MURAKAMI, M., IMAMURA, E., SHINOHARA, H., KIRI, K., MURAMATSU, Y., HARADA, A. & TAKADA, H. (2008) Occurrence and Sources of Perfluorinated Surfactants in Rivers in Japan. *Environmental Science & Technology*, 42, 6566-6572.
- NICHOLLS, C. R., ALLCHIN, C.R., LAW, R.J. (2001) Levels of short and medium chain length polychlorinated n-alkanes in environmental samples from selected industrial areas in England and Wales. *Environmental Pollution* 114, 415-430.
- NILSEN, K. S. (2005) *Alna (Loelva)*, Oslo, Topografisk Forlag.
- PROKOPOWICZ, A. M., W. (2005) Mercury vapor determination in hospital. *Environmental Monitoring and Assessment*, 104.
- REMBERGER, M., KAJ, L., PALM, A., STERNBECK, J., KVERNES, E. & BRORSTRØM-LUNDEN, E. (2003) Screening tertiary butylphenols, methylphenols, and long-chain alkylphenols in the Swedish environment. *IVL-report B 1594.*
- REMBERGER, M., STERNBECK, J., PALM, A., KAJ, L., STRÖMBERG, K. & BRORSTRÖM-LUNDÉN, E. (2004) The environmental occurrence of hexabromocyclododecane in Sweden. *Chemosphere*, 54, 9-21.
- SENJE, S. (2005) *Akerselva*, Topografisk Forlag.
- SENTHILKUMAR, K., OHI, E., SAJWAN, K., TAKASUGA, T. & KANNAN, K. (2007) Perfluorinated compounds in river water, river sediment, market fish, and wildlife samples from Japan. *Bull Environ Contam Toxicol*, 79, 427-431.
- SINGER, H., MULLER, S., TIXIER, C. & PILLONEL, L. (2002) Triclosan: Occurrence and Fate of a Widely Used Biocide in the Aquatic Environment: Field Measurements in Wastewater Treatment Plants, Surface Waters, and Lake Sediments. *Environmental Science & Technology*, 36, 4998-5004.
- SOARES, A., GUIEYSSE, B., JEFFERSON, B., CARTMELL, E. & LESTER, J. N. (2008) Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environment International*, 34, 1033-1049.
- STORHAUG, R. & BRUÅS, L. (2004) Stoff for stoff - kilde for kilde. 34.
- VETHAAK, A. D., LAHR, J., SCHRAP, S. M., BELFROID, A. C., RIJS, G. B. J., GERRITSEN, A., DE BOER, J., BULDER, A. S., GRINWIS, G. C. M., KUIPER, R. V., LEGLER, J., MURK, T. A. J., PEIJNENBURG, W., VERHAAR, H. J. M. & DE VOOGT, P. (2005) An integrated assessment of estrogenic contamination and biological effects in the aquatic environment of The Netherlands. *Chemosphere*, 59, 511-524.
- VITALI, M., GUIDOTTI, M., MACILENTI, G. & CREMISINI, C. (1997) Phthalate esters in freshwaters as markers of contamination sources - a site study in Italy. *Environ. Int.*, 23, 337-347.
- WEIDEBORG, M., HENNINGE, L. B. & WOLD, T. (2006) Sporing av kilder til miljøgifter langs vassdrageene Alna, Akerselva og Hoffsbekken. *Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Rapport nr. 06-035.*
- WEIDEBORG, M., STORHAUG, R. & HENNINGE, L. B. (2006 b) Kartlegging av tilførsler av miljøgifter fra elver og overvann til Oslos indre havn. *Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Rapport nr. 05-054.*
- WILSON, B., ZHU, J., CANTWELL, M., OLSEN, C.R. (2008) Short-time dynamics and retention of triclosan in the lower Hudson river estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1215-1233.
- WOLD, T. (2008) Byvassdrag og fjord -Vannkvalitet og biologi. *Vann og avløpsetaten, Oslo kommune 09/2008.*

WURL, O., LAM, P. K. S. & OBBARD, J. O. (2006) Occurrence and distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the dissolved and suspended phases of the sea-surface microlayer and seawater in Hong Kong, China. *Chemosphere*, 1660-1666.

WWW.MILJOSTATUS.NO.

WWW.VANN-OG-AVLOPSETATEN.OSLO.KOMMUNE.NO.

ZARNADZE, A. & RODENBURG, L. A. (2008) Water-column concentrations and partitioning of polybrominated diphenyl ethers in the New York/New Jersey harbour, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27, 1636-1642.

ØKLAND, T. E. (2008) Polybrominated diphenyl ethers and perfluorinated compounds in the norwegian environment. IN TA-2405/2008, S.-R. (Ed.).

8. Vedlegg

8.1 Vedlegg 1. Stasjonsoversikt

Tabell 1. Oversikt over lokaliteter, metode og dato for uttak av sedimenter i Alna og Akerselva.

Niva nr.	Sted	TOC (µgC/mg t.v.)	Metode	Dato uttak
1	Bjø-Ak	7,5	Vading + grabb	14/10-08
2	Sei-Ak	12,4	Vading + grabb	14/10-08
3	Fos-Aln	7,6	Vading + grabb	15/10-08
4	Lin-Aln	8,2	Vading + grabb	15/10-08
5	Tro-Aln	3,6	Vading + grabb	15/10-08
6	Bre-Aln	13,2	Vading + grabb	15/10-08
7	Mar-Ak	38,9	Båt + grabb	16/10-08
8	Grø-Ak	3,2	Båt + grabb	16/10-08
9	Kvæ-Aln	7,6	Vading + grabb	16/10-08
10	Tve-Aln	24,5	Båt + grabb	16/10-08
11	Hju-Ak	9,0	Vading + grabb	21/10-08
12	Myr-Ak	8,6	Demning + grabb	22/10-08
13	Kon-Aln	12,9	Båt + grabb	22/10-08
SALN 1	Bre-Aln	13,0	Vading + grabb	17/10-08
SALN 2	Ntr-Aln.	9,3	Vading + grabb	17/10-08
SALN 3	Tve-Aln	43,5	Vading + grabb	17/10-08
SAKER 1	Ben-Ak	4,8	Demning + grabb	22/10-08
SAKER 2	Vøy-Ak	5,1	Vading + grabb	22/10-08
SAKER 3	Hju-Ak	2,1	Vading + grabb	21/10-08

Tabell 2. Oversikt over lokaliteter for uttak av sedimenter og parametere som skal måles.

Nr	Sted	Parametere ^b
1	Bjølsen valsemølle	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
2	Seilduksfabrikken	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
3	Fossumbekken	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
4	Lindebergbekken n.s. ^a	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
5	Trosterudbekken	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
6	Breivollveien v/kulvert	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
7	Maridalsvannet, 5-15 m dybde v/utløp	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
8	Grønland 150 m inn i kulvert	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
9	Kvæerner VAV-målestasjon	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
10	Tvetenveien	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
11	Hjuladam	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
12	Myren dam	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
13	Kongshavn, 20 m inn i kulvert	TOC, Alkylfenoler, BPA, PFCs, BFH, MCCP/SCCP, PFR, Siloksan, Triklosan, DEHP, Alkylfenoler
SALN 1	Breivollveien	PCB ₇ , Diok.-PCB
SALN 2	Smalvollen	PCB ₇ , Diok.-PCB
SALN 3	Smalvollveien 6	PCB ₇ , Diok.-PCB
SAKER 1	Myren dam, ved demning	Hg
SAKER 2	Vøyenbru, utenfor overvannsledning fra Ullevål sykehus	Hg
SAKER 3	Hjula dam, ved øy	Hg

^a; n.s.; nedstrøms^b; forklaringer til parametere er gitt i Appendiks 1.

8.2 Vedlegg 2. PFC analysert i sedimentene fra kartlegging

Forbindelse	Forkortelse
Flyktige PFOS	
3,3,4,4,5,5,6,6,6-nonafluorohexan-1-ol	4:2 FTOH
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctan-1-ol	6:2 FTOH
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecan-1-ol	8:2 FTOH
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-henicosafuorododecan-1-ol	10:2 FTOH
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-pentacosafuorotetradecan-1-ol	12:2 FTOH
n-methyl perfluorooctane sulphonamide	N-Me-FOSA
n-ethyl perfluorooctane sulphonamide	N-Et-FOSA
n-methyl perfluorooctane sulfonamidoethanol	N-Me-FOSE
n-ethyl perfluorooctane sulfonamidoethanol	N-Et-FOSE
Ioniske PFOS	
fluorotelomer sulfonate	6:2 FTS
fluorotelomer sulfonate	8:2 FTS
sulfuramid or N-ethyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-heptadecafluoro-1-octanesulfonamide	PFOSA
perfluorobutane sulfonate	PFBS
perfluoropentane sulfonate	PFPS
perfluorohexanoic sulfonate	PFHxS
Perfluoroheptanoic sulfonate	PFHpS
perfluorooctanoic sulfonate /perfluorooctane sulfonate	PFOS
perfluorononanoic sulfonate	PFNS
perfluorodecanoic sulfonate	PFDS
perfluorundecanoic sulfonate	PFUnS
perfluorododecanoic sulfonate	PFDoS
Perfluorotridecanoic sulfonate	PFTrS
Perfluorotetradecanoic sulfonate	PFTS
perfluoropentadecanoic sulfonate	PFPeS
perfluorobutanoic acid	PFBA
Perfluoropentanoic acid	PFPA
perfluorohexanoic acid	PFHxA
Perfluoroheptanoic acid	PFHpA
perfluorooctanoic acid	PFOA
perfluorononanoic acid	PFNA
perfluorodecanoic acid	PFDA
perfluorundecanoic acid	PFUnA
perfluorododecanoic acid	PFDoA
Perfluorotridecanoic acid	PFTrA
Perfluorotetradecanoic acid	PFTA
perfluoropentadecanoic acid	PFPeA

8.3 Vedlegg 3. TOC-normaliserte konsentrasjoner av miljøgifter

Tabell 1. TOC-normaliserte konsentrasjoner av BPA i sedimenter fra Alna. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Bisfenol-A (ng/g TOC)
Fos-Aln	995
Lin-Aln	307
Bre-Aln	2540
Tro-Aln	425
Tve-Aln	1905
Kvæ-Aln	58
Kon-Aln	227
Gjennomsnitt	922

Tabell 2. TOC-normaliserte konsentrasjoner av BPA i sedimenter fra Akerselva. Stasjonene er identifisert ved stasjonskodene. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Bisfenol-A (ng/g TOC)
Mar-Ak	35
Bjø-Ak	169
Myr-Ak	579
Hju-Ak	248
Sei-Ak	346
Grø-Ak	420
Gjennomsnitt	299

Tabell 4. TOC-normalisert konsentrasjonen av PBDE (ng/g TOC) i sedimenter fra Alna. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

	Fos-Aln	Lin-Aln	Bre-Aln	Tro-Aln	Tve-Aln	Kvæ-Aln	Kon-Ak
PBDE-28	2,18	< 0,61	1,48	3,09	0,74	< 0,66	< 0,39
PBDE-47	61,69	8,93	54,78	63,23	37,85	38,59	6,15
PBDE-66	< 0,66	< 0,61	3,09	< 1,39	1,06	< 0,66	< 0,39
PBDE-49+71	2,35	< 0,61	4,79	< 1,39	1,87	< 0,66	1,43
PBDE-77	< 0,66	< 0,61	< 0,52	< 1,39	< 0,20	< 0,66	< 0,39
PBDE-85	< 0,66	< 0,61	< 1,00	< 1,39	1,72	< 0,66	< 0,39
PBDE-99	37,05	12,79	68,01	39,02	44,86	11,09	6,23
PBDE-100	7,68	2,01	9,46	7,46	8,42	3,24	1,29
PBDE-119	< 0,66	< 0,61	< 0,75	< 1,39	12,65	4,86	< 0,39
PBDE-138	< 5,38	< 1,53	< 1,96	< 7,69	0,99	< 0,66	< 1,67
PBDE-153	< 4,46	2,33	6,06	< 6,37	7,08	< 0,66	< 1,20
PBDE-154	< 2,78	< 0,61	2,68	< 3,97	3,52	< 0,66	< 0,67
PBDE-183	17,38	1,64	7,64	5,42	9,86	1,57	1,70

PBDE-196	< 4,48	< 0,72	21,50	< 4,34	7,79	3,92	< 5,39
PBDE-206	< 8,79	< 3,25	33,41	< 8,95	18,49	29,31	< 19,30
PBDE-209	386,97	68,95	2068,97	211,28	486,26	724,17	114,72

Tabell 4. TOC-normalisert konsentrasjonen av PBDE (ng/g TOC) i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

PBDE-kongen	Mar-Ak	Bjø-Ak	Myr-Ak	Hju-Ak	Sei-Ak	Grø-Ak
PBDE-28	0,37	< 0,67	< 0,58	< 0,56	< 0,40	< 1,56
PBDE-47	4,71	15,49	20,91	15,21	5,76	25,06
PBDE-66	< 0,13	< 0,67	< 0,58	< 0,56	< 0,40	< 1,56
PBDE-49+71	0,30	< 0,67	2,46	< 0,56	< 0,40	4,85
PBDE-77	< 0,13	< 0,67	< 0,58	< 0,56	< 0,40	< 1,56
PBDE-85	< 0,13	< 0,67	< 0,58	< 0,56	< 0,40	< 1,56
PBDE-99	1,31	18,10	28,79	19,09	10,72	30,19
PBDE-100	0,40	3,07	4,47	2,82	1,82	5,18
PBDE-119	< 0,13	< 0,67	< 0,58	< 0,56	< 0,40	< 1,56
PBDE-138	< 0,35	< 1,0	< 0,77	< 2,39	< 1,17	< 3,78
PBDE-153	< 0,27	2,86	3,49	< 1,49	< 0,79	5,33
PBDE-154	< 0,157	1,84	2,17	1,73	1,04	< 1,56
PBDE-183	0,37	2,98	1,38	2,98	1,20	3,15
PBDE-196	< 0,327	3,77	< 0,77	< 3,45	4,58	< 9,36
PBDE-206	1,04	28,85	< 1,61	44,35	595,44	< 27,58
PBDE-209	11,51	1167,74	119,99	2574,94	33492,01	330,15

Tabell 5. TOC-normaliserte konsentrasjoner av HBCD-isomerer (ng/g TOC) i sedimenter fra Alna. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått. For beregning av Σ HBCD har observasjoner under deteksjonsgrensen blitt byttet ut med halve verdien.

Stasjon	Fos-Aln	Lin-Aln	Bre-Aln	Tro-Aln	Tve-Aln	Kvæ-Aln	Kon-Aln
α -HBCD	169,4	27,4	1032,6	207,4	282,5	<15,6	29,2
β -HBCD	73,1	<37,7	229,0	<184,3	74,6	<77,4	10,2
γ -HBCD	114,8	7,0	1006,2	<166,2	215,4	<76,8	9,6
Σ HBCD	357,3	53,3	2267,8	382,6	572,5	84,9	49,0

Tabell 6. TOC-normaliserte konsentrasjoner av HBCD-isomerer (ng/g TOC) i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått. For beregning av Σ HBCD har observasjoner under deteksjonsgrensen blitt byttet ut med halve verdien.

Stasjon	Mar-Ak	Bjø-Ak	Myr-Ak	Hju-Ak	Sei-Ak	Grø-Ak
α -HBCD	3,3	174,0	60,8	141,3	20,8	245,3
β -HBCD	3,1	44,6	17,1	26,7	<30,1	521,9
γ -HBCD	13,4	71,0	23,9	32,9	<12,5	<270,9
Σ HBCD	19,8	289,6	101,7	200,9	42,1	902,6

Tabell 7. TOC-normaliserte konsentrasjoner av TBBPA (ng/g TOC) i sedimenter fra Alna. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Fos-Aln	Lin-Aln	Bre-Aln	Tro-Aln	Tve-Aln	Kvæ-Aln	Kon-Ak
TBBPA	< 70,0	< 131,1	13948,1	< 157,0	125,6	< 56,8	< 24,5

Tabell 8. TOC-normaliserte konsentrasjoner av TBBPA (ng/g TOC) i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen.

Stasjon	Mar-Ak	Bjø-Ak	Myr-Ak	Hju-Ak	Sei-Ak	Grø-Ak
TBBPA	12,6	36,2	70,3	66,0	47,5	155,7

Tabell 9. TOC-normalisert konsentrasjoner av PFR (ng/g TOC) i sedimenter fra Alna. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjonskode	TIBP	TBP	TCEP	TCPP	TDCPP	TBEP	TPhP	EHDPP	V6
Fos-Aln	119	336	< 263	1417	< 263	< 263	668	1535	< 395
Lin-Aln	40	80	< 244	717	645	< 244	< 244	1541	< 366
Bre-Aln	143	199	367	4993	< 152	1195	1604	4229	< 227
Tro-Aln	191	475	< 556	< 556	< 556	< 556	21617	< 556	< 833
Tve-Aln	56	419	89	3330	< 122	1662	862	2081	< 122
Kvæ-Aln	84	687	948	571	3805	1762	97866	4382	< 395
Kon-Ak	113	448	176	450	< 155	1313	220	681	< 233

Tabell 10. TOC-normalisert konsentrasjoner av PFR (ng/g TOC) i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjonskode	TIBP	TBP	TCEP	TCPP	TDCPP	TBEP	TPhP	EHDPP	V6
Mar-Ak	44	69	< 77	108	< 77	< 77	< 77	237	< 129
Bjø-Ak	92	143	< 267	2669	< 267	< 267	< 267	767	< 400
Myr-Ak	141	204	727	3001	< 233	< 233	< 233	707	< 349
Hju-Ak	116	216	< 222	1691	< 222	950	< 222	1104	< 333
Sei-Ak	31	244	< 161	194	< 161	< 161	257	425	< 242
Grø-Ak	<156	<156	< 938	< 938	< 938	< 938	945	6692	< 1563

Tabell 11. TOC-normalisert konsentrasjoner av DEHP (ng/g TOC) i sedimenter fra Alna. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Fos-Aln	Lin-Aln	Bre-Aln	Tro-Aln	Tve-Aln	Kvæ-Aln	Kon-Aln
DEHP	67324	23474	65278	50584	18876	< 10526	28900

Tabell 12. TOC-normalisert konsentrasjoner av DEHP (ng/g TOC) i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Mar-Ak	Bjø-Ak	Myr-Ak	Hju-Ak	Sei-Ak	Grø-Ak
DEHP	< 2057	16096	523586	157696	7580	51979

Tabell 13. TOC-normalisert konsentrasjoner av klorerte parafiner (ng/g TOC) i sedimenter fra Alna. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	SCCP	MCCP
Stasjon	5263	10000
Fos-Aln	4756	55976
Lin-Aln	11364	62879
Bre-Aln	27778	20833
Tro-Aln	2449	1143
Tve-Aln	3421	31579
Kvæ-Aln	4850	93
Kon-Aln	8554	26072

Tabell 14. TOC-normalisert konsentrasjoner av klorerte parafiner (ng/g TOC) i sedimenter fra Akerselva. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	SCCP	MCCP
Mar-Ak	162	123
Bjø-Ak	17333	3333
Myr-Ak	45349	1395
Hju-Ak	96667	4111
Sei-Ak	25807	3145
Grø-Ak	56250	300

Tabell 15. TOC-normalisert konsentrasjoner av flyktige PFCs (ng/g TOC) i sedimenter fra Alna. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Fos-Aln	Lin-Aln	Bre-Aln	Tro-Aln	Tve-Aln	Kvæ-Aln	Kon-Ak
4:2 FTOH	< 902	< 838	< 669	2228	< 470	966	< 621
6:2 FTOH	< 115	< 107	< 80	154	< 54	124	< 81
8:2 FTOH	< 67	< 56	< 44	2929	< 13	70	< 42
10:2 FTOH	< 30	< 30	< 23	5177	< 11	35	< 21
N-Et FOSA	< 9	< 8	< 5	8877	< 4	9	< 4
N-Me FOSA	< 12	< 9	< 10	< 32	< 5	15	< 6
N-Me FOSE	< 29	< 21	808	10189	< 15	27	< 14
N-Et FOSE	< 29	< 22	789	7456	< 8	33	< 17

Tabell 16. TOC-normalisert konsentrasjoner av ioniske PFCs (ng/g TOC) i sedimenter fra Alna. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Fos-Aln	Lin-Aln	Bre-Aln	Tro-Aln	Tve-Aln	Kvæ-Aln	Kon-Ak
8:2 FTS	< 50,8	< 33,7	< 45,5	< 87,2	< 12,2	< 39,3	< 35,6
PFOSA	< 2,6	< 2,4	1,5	< 5,6	< 1,6	< 2,6	< 1,6
PFBS	< 2,6	< 2,4	< 2,3	< 13,9	< 2,0	< 2,6	< 2,3
PFPS	< 7,1	< 2,9	< 6,5	< 9,4	< 1,8	< 5,8	< 4,3
PFHxS	< 2,6	< 2,4	5,3	< 5,6	< 1,2	< 2,6	< 2,3

PFHpS	< 6,8	< 3,5	< 7,5	< 21,4	< 1,5	< 4,7	< 41,1
PFOS	7,9	7,3	25,0	16,7	9,4	17,1	< 7,0
PFNS	< 6,7	< 3,0	< 5,8	< 7,5	< 1,1	< 3,7	< 2,6
PFDCS	2,6	2,4	14,4	8,3	25,3	< 2,6	< 3,9
PFUnS	< 10,4	< 5,0	< 11,8	< 12,5	< 1,4	< 4,6	< 3,7
PFDoS	< 9,7	< 4,8	< 9,7	< 12,2	< 1,5	< 4,7	< 4,3
PFTrS	< 8,4	< 4,9	< 7,5	< 11,4	< 1,6	< 5,3	< 5,3
PFTS	< 7,4	< 3,2	< 6,0	< 8,1	< 1,0	< 3,3	< 2,2
PFPeS	< 4,6	< 2,6	< 4,7	< 6,4	< 1,0	< 3,2	< 1,9
PFBA	< 10,5	< 9,8	< 6,1	< 25,0	< 3,3	< 9,2	< 5,4
PFPA	< 36,8	< 34,8	< 31,1	< 58,3	< 7,8	< 25,3	< 24,1
PFHxA	< 17,1	< 15,9	< 13,6	33,3	< 8,6	< 18,4	< 15,5
PFHpA	< 22,4	< 20,7	< 19,7	58,3	< 13,1	< 34,2	< 29,5
PFOA	< 22,4	< 20,7	< 22,0	230,6	< 24,9	< 26,3	< 23,3
PFNA	< 23,7	< 22,0	< 23,5	44,4	< 13,5	< 27,6	< 35,7
PFDCA	< 52,6	< 48,8	< 39,4	< 122,2	< 19,6	< 42,1	< 48,8
PFUnA	< 25,0	< 23,2	< 28,8	< 52,8	< 12,7	< 25,0	< 41,1
PFDoA	< 30,4	< 30,5	< 30,3	< 73,1	< 8,3	< 26,7	< 29,1
PFTrA	< 34,5	< 35,2	< 30,1	< 94,7	< 10,9	< 35,0	< 35,7
PFTA	< 44,3	< 40,9	< 34,9	< 88,3	< 14,1	< 45,5	< 38,8
PFPeA	< 37,5	< 29,4	< 33,1	< 75,0	< 9,3	< 30,1	< 22,3

Tabell 17. TOC-normalisert konsentrasjoner av flyktige PFCs (ng/g TOC) i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Mar-Ak	Bjø-Ak	Myr-Ak	Hju-Ak	Sei-Ak	Grø-Ak
4:2 FTOH	< 366	1148	< 921	< 816	< 954	< 3353
6:2 FTOH	< 45	2085	< 103	< 104	< 92	< 413
8:2 FTOH	< 28	3292	< 64	< 59	< 61	< 196
10:2 FTOH	< 8	6386	< 27	< 29	< 25	< 94
N-Et FOSA	< 3	< 81	< 7	< 7	< 10	< 17
N-Me FOSA	< 3	283	< 10	< 13	< 11	< 37
N-Me FOSE	< 9	6865	< 23	< 23	< 24	< 51
N-Et FOSE	< 10	5423	< 28	< 28	< 31	< 97

Tabell 18. TOC-normalisert konsentrasjoner av ioniske PFCs (ng/g TOC) i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Mar-Ak	Bjø-Ak	Myr-Ak	Hju-Ak	Sei-Ak	Grø-Ak
8:2 FTS	< 6,9	< 41,3	< 38,0	< 41,1	< 29,2	< 108,4
PFOSA	< 0,5	< 2,7	< 2,3	< 2,2	< 1,6	< 6,3
PFBS	< 0,8	< 2,7	< 3,5	< 3,3	< 2,4	< 6,3
PFPS	< 0,8	< 5,1	< 4,3	< 4,9	< 2,3	< 9,7
PFHxS	< 0,5	< 2,7	< 2,3	< 3,3	< 2,4	< 6,3
PFHpS	< 1,0	< 44,0	< 5,1	< 4,9	< 2,0	< 14,4
PFOS	0,8	4,0	< 2,3	10,0	1,6	< 6,3
PFNS	< 0,8	< 4,0	< 4,3	< 4,1	< 2,1	< 10,8
PFDCS	< 0,5	2,7	< 2,3	5,6	< 1,6	< 6,3

PFUnS	< 2,8	< 8,8	< 6,5	< 6,2	< 3,1	< 13,1
PFDoS	< 2,2	< 8,3	< 7,0	< 9,4	< 3,4	< 14,7
PFTrS	< 1,7	< 8,3	< 6,2	< 6,4	< 3,2	< 13,4
PFTS	< 1,8	< 6,1	< 4,7	< 5,4	< 1,9	< 8,1
PFPeS	< 1,2	< 3,7	< 3,5	< 4,9	< 1,7	< 9,4
PFBA	< 2,1	< 9,3	< 10,5	< 7,8	< 7,3	< 25,0
PFPA	< 8,8	< 26,1	< 27,9	< 28,6	< 22,9	< 140,9
PFHxA	< 3,6	< 17,3	< 18,6	< 2,2	< 12,9	< 53,1
PFHpA	< 3,6	< 37,3	< 39,5	< 42,2	< 18,5	< 71,9
PFOA	< 4,4	< 20,0	< 27,9	< 33,3	< 12,9	< 131,3
PFNA	< 3,6	< 17,3	< 32,6	< 51,1	< 16,1	< 134,4
PFDCa	< 9,5	< 48,0	< 54,7	< 70,0	< 38,7	< 212,5
PFUnA	< 4,1	< 22,7	< 38,4	< 58,9	< 16,9	< 165,6
PFDoA	< 5,7	< 23,6	< 34,9	< 39,8	< 19,1	< 142,8
PFTrA	< 10,4	< 31,7	< 36,6	< 43,7	< 24,4	< 130,3
PFTA	< 9,8	< 37,1	< 76,4	< 64,9	< 27,9	< 135,6
PFPeA	< 8,3	< 35,6	< 34,3	< 31,1	< 22,4	< 90,0

Tabell 20. TOC-normaliserte konsentrasjoner (ng/g TOC) av siloksanene D4 og D5 i sedimenter fra Alna. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	D4	D5
Fos-Aln	1063	4643
Lin-Aln	<524	1675
Bre-Aln	405	14831
Tro-Aln	<972	7042
Tve-Aln	<179	1046
Kvæ-Aln	<605	4374
Kon-Aln	<372	2522

Tabell 21. TOC-normaliserte konsentrasjoner (ng/g TOC) av siloksanene D4 og D5 i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	D4	D5
Mar-Ak	<162	<154
Bjø-Ak	<667	1602
Myr-Ak	<581	1921
Hju-Ak	<544	1822
Sei-Ak	<355	376
Grø-Ak	<1281	7008

Tabell 22. TOC-normaliserte konsentrasjoner (ng/g TOC) av triklosan i sedimenter fra Alna. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Triklosan
Fos-Aln	585

Lin-Aln	< 650
Bre-Aln	1055
Tro-Aln	251
Tve-Aln	471
Kvæ-Aln	< 706
Kon-Aln	366

Tabell 23. TOC-normaliserte konsentrasjoner (ng/g TOC) av triklosan i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Triklosan
Mar-Ak	< 35
Bjø-Ak	< 97
Myr-Ak	216
Hju-Ak	424
Sei-Ak	< 58
Grø-Ak	890

Tabell 24. TOC-normaliserte konsentrasjoner (ng/g TOC) av nonylfenoler i sedimenter fra Alna. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Nonylfenol
Fos-Aln	16575
Lin-Aln	46573
Bre-Aln	21384
Tro-Aln	9644
Tve-Aln	16713
Kvæ-Aln	3463
Kon-Aln	5423

Tabell 25. TOC-normaliserte konsentrasjoner (ng/g TOC) av nonylfenoler i sedimenter fra Akerselva. <, indikerer at målte konsentrasjon er mindre enn deteksjonsgrensen. Verdier høyere enn deteksjonsgrensen er markert i grått.

Stasjon	Nonylfenol
Mar-Ak	14508
Bjø-Ak	66916
Myr-Ak	71389
Hju-Ak	48373
Sei-Ak	40093
Grø-Ak	189216

8.4 Vedlegg 4. Informasjon om passive prøvetakere

Tabell 26. Informasjon om type passiv prøvetaker, utplasseringer og komponenter analysert.

Målestasjon	Type	Komponent analysert
Bentsebru	DGT ^a	Hg
Vøyenbru	DGT	Hg
Hjula dam/Beyerbru	DGT	Hg
Nedre Foss	SPMD ^b /POCIS ^c	PBDE og HBCDD
Breivollveien	SPMD	PCB ₇ og dioksinlignende PCB
Smalvollen	SPMD	PCB ₇ og dioksinlignende PCB
Smalvollveien 6	SPMD	PCB ₇ og dioksinlignende PCB
Kværner	SPMD/POCIS	PBDE/HBCD

a DGT; Diffusion Gradient in Thin film device

b SPMD; Semi Permeable Membrane Device

c POCIS ; Polar Organic Chemical Integrative Sampler

Informasjon om utplassering og innhenting av de ulike passive prøvetakerne:

SPMDs for PCBs in the Alna went in on 17/10/08 between 10:30 and 15:00

POCIS for PFCs went in on 21/10/08

SPMDs (PCBs) and POCIS came out on the 19/11/08

SPMDs for PBDEs (Alna) went in on 08/12/08 and came out on 05/01/09

SPMD (PBDEs), POCIS and DGTs in the Akerselva went in on 21/10/08 (between 10:00 and 15:00) out 18/11/08 between 9:00 and 10:00.

Centrifuge sampling:

Sampling in Alna: 11/11 and 09/12-2008, 24-27 hours

Sampling in Akerselva: 14/11, 25/11, 18/12-2008

Passive sampling data

1. Estimation of dissolved contaminant concentrations in water using SPMDs

Time-weighted average (TWA) concentrations were calculated using the following equation:

$$C_{TWA} = \frac{m}{K_{SW} V_S (1 - e^{-\frac{R_S}{K_{SW} V_S} t})} \quad (1)$$

where m , is the mass of contaminant accumulated in SPMDs (ng), K_{SW} the sampler-water partition coefficient ($L L^{-1}$), V_S , the volume of the sampler (L), t , the exposure time (h) and R_S , the uptake rate ($L h^{-1}$).

The determination of in-situ uptake rates for each site was undertaken using performance reference compounds (PRCs), deuterated analogues of PAHs. Since mass transfer in/out of the sampler is an isotropic phenomenon, first-order offload rates, k_e of deuterated PAHs spiked into the samplers prior to exposure can be used to estimate uptake rates for PRC:

$$R_S = K_{SW} V_S k_e \quad (2)$$

An empirical log K_{OW} - R_S relationship is then used to extrapolate uptakes rates for all other contaminants of interest. R_S values for compounds with log K_{OW} in the range 3-8 can then be calculated:

$$R_{S,i} = R_{S,PRC} \frac{\alpha_i}{\alpha_{PRC}} \quad (3)$$

where α , can be obtained with the following empirical relationship:

$$\log \alpha = 0.013 \log^3 K_{OW} - 0.3173 \log^2 K_{OW} + 2.244 \log K_{OW} \quad (4)$$

The α value for the analyte of interest and for the PRC may be calculated using equation (4) to allow the estimation of $R_{S,i}$ with equation (3). Once the uptake rate is known, equation (1) is used to calculate TWA concentrations.

2. PCB tracking in the Alna river: Estimation of R_S using PRC data

As shown in the table below, the offload d₁₀-acenaphthene and d₁₀-fluorene was well above 90 %, rendering the use of this data difficult. Data for chrysene-d₁₂ can be used although offload is only over 20 % for Bre-Aln site. Dissipation of phenanthrene-d₁₀ for SPMDs from all sites can be used. When PRC dissipation is either low (< 10 %) or high (> 90 %), it is generally difficult to use the data for an accurate determination of uptake rates.

% PRC remaining in samplers after exposure				
Station	ACNE-d ₁₀	FLE-d ₁₀	PA-d ₁₀	CHR-d ₁₂
Bre-Aln	2	2	7	75
Ntr-Aln	2	2	8	85
Sma-Aln	3	4	13	85

Uptake rates for analogues of deuterated PAHs are obtained and provided in the table below.

R_S (L/d)				
	ACNE-d ₁₀	FLE-d ₁₀	PA-d ₁₀	CHR-d ₁₂
Bre-Aln	-	-	16.6	11.8
Ntr-Aln	-	-	16.1	6.9
Sma-Aln	-	-	12.6	6.9

Uptake rates were higher for the site at Bre-Aln which could fit with the fact that it seemed to flow a bit more there than at the other sites.

Dissolved concentrations of PCBs seem to drop (more obvious for lighter PCBs) from Bre-Aln to Ntr-Aln, and then it increases at the furthest site.

It was possible to calculate the sum of 7 PCBs since all data was above limits of detection.

	Dissolved PCB concentration (pg L^{-1}) (<i>SD of 2 replicates</i>)		
	Bre-Aln	Ntr-Aln	Sma-Aln
CB28	23.6 (0.1)	14.0 (3.8)	28.1 (0.8)
CB52	27.3 (1.8)	14.7 (2.4)	39.1 (2.3)
CB101	17.4 (1.4)	11.8 (1.4)	25.2 (2.4)
CB118	9.6 (0.6)	6.7 (0.8)	14.6 (2.3)
CB138	10.4 (0.7)	8.4 (1.6)	15.3 (2.5)
CB153	12.4 (0.9)	10.2 (2.1)	18.6 (2.7)
CB180	6.3 (0.2)	4.8 (0.9)	8.9 (1.5)
ΣPCB_7	107.0	70.6	149.8
CB77	1.22*	0.62 (0.14)	1.68 (0.19)
CB81	0.054*	0.031 (0.006)	0.070 (0.006)
CB126	0.078*	0.095 (0.008)	0.134 (0.033)
CB169	<0.004*	<0.004	<0.004
	* Issue with the internal standard for 1 of the replicate		

3. Measurement of fluxes of brominated flame retardants

Based on the type of deployment cage used, we would have expected higher uptake rates for the Akerselva site than for the Alna, due to replacement of the closed cage at Alna. It is slightly surprising that uptake rates are in a similar range when taking into account the mode of deployment (flat cage in the Akerselva) and the much lower temperature for the Alna deployment.

Akerselva				
	ACNE- d ₁₀	FLE- d ₁₀	PA-d ₁₀	CHR- d ₁₂
%	6	5	14	82
R _S (L d ⁻¹)	5.0	9.5	14.1	9.2

% PRC remaining in the sampler after exposure and uptake rates in L/d for the Akerselva

Alna				
	ACNE- d ₁₀	FLE- d ₁₀	PA-d ₁₀	CHR- d ₁₂
%	10	9	19	83
R _S (L d ⁻¹)	4.1	7.9	12.3	9.2

% PRC remaining in the sampler after exposure and uptake rates in L/d for the Alna

We assume that partitioning into SPMDs and water for BDEs is similar to that for PCBs. For HBCD, although log K_{ow} are in the range 5-5.5, this is a relatively large molecule and therefore uptake rates for these molecules may deviate from the model above. The standard SPMD model (including estimation of K_{sw}) is uncertain for analytes with log K_{ow} > 8

We did not calculate a concentration when data for on replicate was <LOD (denoted with <), and remaining samplers were close to LOD (BDE-66 for Alna, BDE-85 for the Alna and Akerselva, BDE-138 for the Akerselva, BDE-196 for the Akerselva).

There is significant uncertainty with applying this calculation model for analytes with $\log K_{OW} > 7-8$ and therefore significant uncertainty is associated with data for BDE-196, 206 and 209.

For BDE-209, the range of limits of detection was calculated using the model as described above and assuming an uptake rate equivalent to that for analytes with $\log K_{OW}$ near 7.

Limits of detection calculated in the tables below are based on analytical limits of detection or when blanks were not below LODs for BDEs, these are based on blank values. Therefore a factor of 3-10 may need to be applied to these values to estimate “real” field limits of detection.

	Mean dissolved concentration in water ($\mu\text{g L}^{-1}$)
	Akerselva
a-HBCD	2.21 (1.86)*
b-HBCD	< 1.5
g-HBCD	2.97 (3.62)*
BDE-28	0.17 (0.01)
BDE-47	3.95 (1.0)
BDE-66	0.15 (0.04)
BDE-49/71	0.24 (0.03)
BDE-77	< 0.04
BDE-85	< 0.04
BDE-99	2.17 (0.56)
BDE-100	0.50 (0.10)
BDE-119	< 0.4
BDE-138	< 0.2
BDE-153	0.59 (0.19)
BDE-154	0.41 (0.06)
BDE-183	0.82 (0.27)
BDE-196	< 0.3
BDE-206	6.0 (2.96)
BDE-209	< 2-20

*Mean of replicate and triplicate samplers for the Akerselva
(SD in brackets)*

	Mean dissolved concentration in water (pg L ⁻¹)
	Alna
α -HBCD	1.40 (0.53)
β -HBCD	< 1.5
γ -HBCD	2.04 (2.2)
BDE-28	0.15 (0.03)
BDE-47	2.46 (0.28)
BDE-66	< 0.04
BDE-49/71	0.22 (0.07)
BDE-77	< 0.04
BDE-85	< 0.05
BDE-99	1.77 (0.38)
BDE-100	0.28 (0.05)
BDE-119	< 0.4
BDE-138	< 0.3
BDE-153	0.32 (0.18)
BDE-154	0.13 (0.06)
BDE-183	< 0.24
BDE-196	< 0.3
BDE-206	< 1.1
BDE-209	< 2-20
<i>Mean of replicate and triplicate samplers for the Alna (SD in brackets)</i>	

BDEs concentrations measured in the two rivers are of a similar order of magnitude. Slightly higher values were observed for the Akerselva but certainly not significant. If we expected lower concentrations for the Akerselva, it may be that there were indeed higher uptake rates for samplers deployed in the Akerselva but we cannot see it with PRC.

These are ratios of the mass in the samplers after exposures to the mass in blanks (or LOD). This (together with the SD above) provides an estimation of how certain/uncertain sampler accumulation that is observed is “real” since we are working close to LODs with blank samplers that present traces of BDEs.

	Ratio of mass accumulated over LOD or blank values	
	Akerselva	Alna
α -HBCD	2.0	1.6
β -HBCD		
γ -HBCD	2.4	1.9
BDE-28	3.0	2.6
BDE-47	2.6	1.9

BDE-66	5.1	
BDE-49/71	7.5	6.6
BDE-77		
BDE-85		
BDE-99	2.5	2.1
BDE-100	2.5	1.8
BDE-119		
BDE-138		
BDE-153	4.1	2.6
BDE-154	3.2	1.6
BDE-183	4.9	
BDE-196		
BDE-206	7.5	
BDE-209		

Mean of triplicate and replicate samplers for the Akerselva and Alna exposures, respectively (SD in brackets)

4. Suspended sediment data from centrifuge

Centrifuge

BFR data for the two SPM (suspended particulate matter) samples from the Alna were consistent.

	SPM-associated PBDE concentration (ng g ⁻¹)		
	Alna-1	Alna-2	Akerselva
α -HBCD	13.9	9.9	15.1
β -HBCD	2.4	3.8	3.2
γ -HBCD	7.3	7.2	11.2
BDE-28	0.05	0.03	0.04
BDE-47	2.2	1.4	1.8
BDE-66	<0.03	0.04	0.06
BDE-49/71	0.11	0.06	0.09
BDE-77	< 0.01	< 0.01	< 0.01
BDE-85	< 0.04	< 0.02	< 0.02
BDE-99	2.4	1.6	1.9
BDE-100	0.24	0.28	0.36
BDE-119	0.43	0.42	0.55
BDE-138	< 0.12	< 0.11	< 0.08
BDE-153	< 0.10	0.32	0.35
BDE-154	< 0.07	0.14	< 0.05
BDE-183	< 0.06	< 0.01	0.38
BDE-196	0.62	0.39	0.95
BDE-206	2.2	< 0.07	4.4
BDE-209	47.4	60.8	195.0*

*This value seems very high

BFRs concentrations on SPM appear similar for those BDE-153. For higher brominated BDEs, concentrations appear higher in Akerselva.

	PFC concentration on the SPM (ng g ⁻¹)		
	Alna-1	Alna-2	Akerselva
6:2 FTS	<1.82	<0.61	<1.55
PFOSA	<0.25	<0.09	<0.18
PFBS	<0.23	<0.08	<0.19
PFHxS	<0.13	<0.10	<0.14
PFOS	1.70	0.87	0.67
PFDCS	1.32	0.45	0.59
PFHxA	<1.10	<0.56	<1.51
PFHpA	<0.99	<0.54	<1.07
PFOA	<0.93	0.89	<0.83
PFNA	<0.94	<0.35	<0.84
PFDCa	<0.79	<0.54	<0.82
PFUnA	<0.69	<0.42	<0.67

5. Fluxes of BDEs in the Alna and Akerselva

Numbers given from VAV, and representing the time the samplers were deploy in the rivers.

Flow data for the Alna	
-passive sampler exposure (L s ⁻¹)	1487
-Yearly mean (L s ⁻¹)	1641
-Yearly geometric mean (L s ⁻¹)	1394
Total volume (10 ⁶ L)	51 745

Flow data for the Akerselva	
-passive sampler exposure (L s ⁻¹)	3315
-Yearly mean (L s ⁻¹)	4306
-Yearly geometric mean (L s ⁻¹)	3086
Total volume (10 ⁶ L)	135 801

	Estimated fluxes of dissolved BFRs fluxes based on yearly mean (mg year ⁻¹)
	Akerselva
α -HBCD	300
β -HBCD	< 197
γ -HBCD	404
BDE-28	23
BDE-47	536
BDE-66	20
BDE-49/71	32
BDE-77	< 5
BDE-85	< 6
BDE-99	295
BDE-100	68
BDE-119	< 51
BDE-138	< 27
BDE-153	80
BDE-154	56
BDE-183	111
BDE-196	< 38
BDE-206	814
BDE-209	< 300-2300

Mean of replicate samplers for the Akerselva (SD in brackets)

	Estimated dissolved BFR fluxes based on yearly flow data (mg year ⁻¹)
	Alna
α -HBCD	27.4
β -HBCD	<75
γ -HBCD	113.6
BDE-28	7.9
BDE-47	127.3
BDE-66	< 2
BDE-49/71	11.5
BDE-77	< 2
BDE-85	< 2
BDE-99	91.5
BDE-100	14.6
BDE-119	< 22

BDE-138	< 12
BDE-153	16.7
BDE-154	6.8
BDE-183	< 12
BDE-196	< 16
BDE-206	< 54
BDE-209	< 50-1000

Mean of triplicate samplers for the Alna (SD in brackets)

Numbers given from VAV, and representing the time the samplers were deploy in the rivers.

SPM data for the Akerselva	
-Yearly mean (mg L ⁻¹)	6.5
-Yearly geometric mean (mg L ⁻¹)	3.5
Total mass (10 ³ kg)	628

SPM data for the Alna	
-Yearly mean (mg L ⁻¹)	56.9
-Yearly geometric mean (mg s ⁻¹)	36.8
Total mass (10 ³ kg)	3818

	SPM-associated PBDE fluxes (mg/year)	
	Alna	Akerselva
α -HBCD*	45	9
β -HBCD*	12	2
γ -HBCD*	28	7
BDE-28	155	28
BDE-47	6767	1104
BDE-66	116	37
BDE-49 + 71	324	57
BDE-77	< 47	< 6
BDE-85	< 118	< 13
BDE-99	7533	1218
BDE-100	994	229
BDE-119	1625	344
BDE-138	< 436	< 52
BDE-153	803	221
BDE-154	389	< 29
BDE-183	< 137	237
BDE-196	1927	594
BDE-206	4374	2755
BDE-209*	207	122

Data in mg except for those marked with * that are expressed in g

	Estimated PFC fluxes based on SPM data (g/year)		
	Alna-1	Alna-2	Akerselva
6:2 FTS	< 6.9	< 2.3	< 1.0
PFOSA	< 1.0	< 0.3	< 0.1
PFBS	< 0.9	< 0.3	< 0.1
PFHxS	< 0.5	< 0.4	< 0.1
PFOS	6.5	3.3	0.4
PFDCS	5.0	1.7	0.4
PFHxA	< 4.2	< 2.1	< 0.9
PFHpA	< 3.8	< 2.1	< 0.7
PFOA	< 3.6	3.4	< 0.5
PFNA	< 3.6	< 1.3	< 0.5
PFDCa	< 3.0	< 2.1	< 0.5
PFUnA	< 2.6	< 1.6	< 0.4

6. Example of uncertainties associated with the calculation of fluxes of PBDEs and comparison with data from bed sedimentary material.

	General uncertainties associated with the present results for BDEs		
	Bed sediment concentrations	Dissolved concentrations in water	Suspended particulate matter concentrations
Procedure	Grab sampling	Passive sampling with SPMDs	Continuous flow centrifuging
Sampling representativeness	-Representative of the top 5-10 cm of bed sediment material. -Profile of concentrations are unknown -No sieving for any normalisation	-4 week exposure -Integration of variations in concentrations in water	-24 hour sampling (on 2 occasions for the Alna) -source(s) and variability of SPM are unknown -Particle retention efficiency for the centrifuge is unknown (dependent on g-force and water flow rate)
Sampling/Analysis	-Extraction/recoveries may differ for bed sediment with very distinct properties	-Masses absorbed are generally low (ratio of mass absorbed/blank or LOD in the range 1.6-7.5)	-Low amount of SPM for the sample from the Akerselva and higher potential for sample contamination
Estimation of concentrations		-Uncertainty in sampler-water partition coefficients for PBDEs -Uncertainty in the applicability of the SPMD model (and Rs) to estimate concentrations in water for analyte with log Kow > 7.5-8	

Estimation of yearly fluxes		-Water flow estimation -Assumption of constant dissolved concentrations over the year	-SPM concentration -Water flow estimation -Assumption of constant SPM concentration over the year
-----------------------------	--	--	---

DecaBDE mixtures used as flame retardants are generally composed of 1-3 % of nonaBDE (incl. BDE-206).

Stasjon	% BDE-206/209	
	Bed sediment	SPM
Fos-Aln	4.4	
Lin-Aln	-	
Bre-Aln	1.6	
Tro-Aln	-	
Tve-Aln	3.8	
Kvæ-Aln	4.0	
Kon-Aln	-	
Sample 1		4.7
Sample 2		<0.12

Stasjon	% BDE-206/209	
	Bed sediment	SPM
Mar-Ak	8.9	
Bjø-Ak	2.5	
Myr-Ak	-	
Hju-Ak	1.7	
Sei-Ak	1.8	
Grø-Ak		
Sample 1		2.11

Congener	Commercial Product		
	Penta	Octa	Deca
BDE-47	25%		
BDE-99	50%		
BDE-100	<10%		
BDE-153	<5%	5%	
BDE-154	<5%	5%	
BDE-183		40%	
BDE-203		30-35%	
BDE-208		10%	
BDE-209			98%

6. Mercury and DGT

Passive sampling devices that can be used for Hg monitoring include the Chemcatcher device, the DGT and the Ecoscope. Hg uptake into the Chemcatcher device is sensitive to variation in turbulences around the sampler. This strongly limits its applicability for comparing Hg concentrations at different monitoring sites /where turbulences may be different and are largely unknown). No calibration data exist for the Ecoscope sampler and no understanding of Hg uptake into this sampler is currently available.

Standard versions of the DGT device deployed in the Akerselva were made of a polyacrylamide diffusive layer and a Chelex-100 resin layer for metal accumulation. A number of issues surround the applicability of the DGT as well. Significant binding of Hg to the polyacrylamide gel has been observed (Docekalova and Divis, 2005). Such strong binding reduces the flux of Hg to the receiving phase gel. Chelex is not very efficient at collecting Hg and only binds inorganic Hg. This induces competitive reactions in both gel layers. It makes overall data interpretation difficult.

However, as part of their study, Docekalova & Divis (2005) exposed DGTs to an Hg solution and this enable the estimation of an uptake rate for inorganic Hg (0.0016 pg/h). They also observed sorption coefficients in the close to 700 L/L between polyacrylamide and water. If we assume such an uptake rate is valid, concentrations in inorganic Hg can be then estimated. This appears to indicate that a significantly higher concentration of DGT-labile Hg is present at Vøy-Ak compared with Site Ben-Ak. Despite the caveats regarding the use of standard DGT devices for monitoring of Hg, a factor of 5-10 higher uptake of Hg at Vøy-Ak cannot be ignored (På tross av tvil om bruk av standard DGT for måling av Hg, er en faktor på 5-10 høyere opptak ved Vøy-Ak ikke neglisjerbart).

8.5 Vedlegg 5. Primærdata

Oversikt rådata DEHP

ID	Stasjon	ng/g
08/2770	1	121
08/2771	2	94
08/2772	3	512
08/2773	4	192
08/2774	5	182
08/2775	6	862
08/2776	7	< 80
08/2777	8	166
08/2778	9	< 80
08/2779	10	462
08/2780	11	142
08/2781	12	450
08/2782	13	373

Oversikt rådata kvikksølv

Prøve ID	Journal-nr		Kons. Hg	Enhet
SAKER 1	08-478-1		0.404	mg/kg
SAKER 2	08-478-2		1.919	mg/kg
SAKER 3	08-478-3		0.083	mg/kg

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

Oversikt rådata PCB

NILU		08/2783	08/2784	08/2785		09/253	09/254	09/255	09/256	09/257	09/258	09/259
NIVA		SALN 1	SALN 2	SALN 3		08-2820-1	08-2820-2	08-2820-3	08-2820-4	08-2820-5	08-2820-6	08-2820-7
ng/g tørt materiale						SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt
PeCB		0.33	0.23	3.64		0.31	3.99	3.79	3.61	3.48	3.59	3.46
HCB		3.62	1.00	5.23		0.13	19.3	18.3	13.8	14.0	18.3	15.7
2,2',5-TriCB	18	1.15	1.82	365		0.15	9.87	9.04	5.20	4.49	8.94	9.01
2,4,4'-TriCB	28	0.94	1.17	449		0.19	10.1	9.11	5.59	4.12	8.58	8.18
2,4',5-TriCB	31	1.05	1.25	562		0.19	8.11	7.36	4.26	3.06	7.71	7.39
2',3,4-TriCB	33	0.54	0.62	264		0.11	3.37	3.02	1.58	1.08	3.21	3.06
3,4,4'-TriCB	37	0.17	0.17	12.7	<	0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.03	< 0.02	< 0.02	< 0.03
Sum-TriCB		5.33	6.98	2 239		0.74	48.1	44.3	25.6	20.0	42.8	41.5
2,2',4,4'-TetCB	47	0.54	0.66	353		0.12	3.70	3.66	1.68	1.30	3.69	3.67
2,2',5,5'-TetCB	52	1.95	1.87	882		0.21	11.1	11.0	5.49	4.71	11.5	11.4
2,3',4,4'-TetCB	66	0.79	0.78	794		0.10	5.83	5.67	2.54	1.96	5.67	6.05
2,4,4',5-TetCB	74	0.43	0.41	429		0.07	2.96	2.80	1.34	1.08	2.97	3.22
Sum-TetCB		8.49	8.84	5 964		0.69	58.0	54.0	26.8	21.9	59.4	60.9
2,2',4,4',5-PenCB	99	0.83	0.41	210	<	0.03	1.93	1.99	1.03	0.91	1.94	2.11
2,2',4,5,5'-PenCB	101	3.21	1.21	534		0.14	6.08	6.08	3.61	3.30	6.11	6.35
2,3,3',4,4'-PenCB	105	0.78	0.32	189	<	0.03	1.23	1.20	0.67	0.58	1.12	1.28
2,3,4,4',5-PenCB	114	0.03	0.01	19.7	<	0.03	0.09	0.06	0.02	< 0.02	0.05	0.10
2,3',4,4',5-PenCB	118	1.92	0.69	390	<	0.01	2.90	2.80	1.72	1.56	2.85	3.21
2',3,3',4,5-PenCB	122	0.03	0.01	6.21	<	0.03	< 0.02	0.05	< 0.02	< 0.02	< 0.03	< 0.04
2',3,4,4',5-PenCB	123	0.03	0.02	9.40	<	0.03	0.07	0.06	0.03	0.03	0.07	0.05
Sum-PenCB		14.7	5.79	2 557		0.22	25.6	25.3	13.9	13.1	24.6	26.7
2,2',3,3',4,4'-HexCB	128	0.96	0.35	80.5	<	0.03	0.70	0.78	0.54	0.47	0.71	0.91
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	3.85	1.26	368		0.11	2.94	2.88	2.13	1.74	2.81	3.21
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141	1.04	0.34	112	<	0.01	0.86	0.82	0.66	0.52	0.88	0.99

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

NILU		08/2783	08/2784	08/2785		09/253	09/254	09/255	09/256	09/257	09/258	09/259
NIVA		SALN 1	SALN 2	SALN 3		08-2820-1	08-2820-2	08-2820-3	08-2820-4	08-2820-5	08-2820-6	08-2820-7
ng/g tørt materiale						SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt
2,2',3,4',5',6-HexCB	149	3.73	1.30	329		0.04	3.32	3.21	2.12	1.88	3.34	3.57
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	3.95	1.33	410	<	0.01	3.30	3.24	2.43	1.96	3.25	3.62
2,3,3',4,4',5-HexCB	156	0.48	0.14	52.0	<	0.02	0.28	0.26	0.17	0.16	0.25	0.33
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157	0.08	0.03	7.85	<	0.01	0.06	0.06	0.03	0.02	0.05	< 0.02
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167	0.19	0.07	19.3	<	0.02	0.12	0.14	0.08	0.08	0.12	0.17
Sum-HexCB		22.6	7.56	2 135		0.15	18.6	18.3	12.5	11.1	18.6	20.6
2,2',3,3',4,4',5-HepCB	170	1.19	0.35	126	<	0.01	0.57	0.47	0.33	0.28	0.42	0.47
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	2.83	0.87	285	<	0.01	1.31	1.10	0.82	0.67	1.09	1.25
2,2',3,4,4',5,6-HepCB	183	0.60	0.18	53.4	<	0.01	0.24	0.22	0.18	0.13	0.23	0.28
2,2',3,4',5,5',6-HepCB	187	1.27	0.46	109	<	0.01	0.52	0.51	0.38	0.33	0.54	0.57
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189	0.06	0.02	5.94	<	0.02	< 0.02	< 0.03	< 0.03	0.02	< 0.03	< 0.04
Sum-HepCB		9.12	2.83	861			3.75	3.36	2.49	2.10	3.37	3.65
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194	0.39	0.14	50.2	<	0.03	0.16	0.11	0.08	0.08	0.12	0.15
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonCB	206	0.13	0.06	15.1	<	0.02	0.05	0.04	0.05	< 0.03	< 0.04	< 0.04
DecaCB	209	< 0.01	< 0.01	0.75	<	0.01	0.10	0.09	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.03
Sum 7 PCB		18.7	8.41	3 319		0.68	37.7	36.2	21.8	18.1	36.2	37.3
Sum PCB		60.7	32.2	13 822		1.87	154	145	81.5	68.3	149	154

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

Oversikt rådata dioksiner

													pg/pr PRØVE			
NILU nr	08/2783B	08/2784C	08/2785C	09/253	09/254	09/255	09/256	09/257	09/258	09/259						
ID	SALN 1	SALN 2	SALN 3	08-2820-1	08-2820-2	08-2820-3	08-2820-4	08-2820-5	08-2820-6	08-2820-7						
	Sediment	Sediment	Sediment	passiv	passiv	passiv	passiv	passiv	passiv	passiv						
pg/g																
2378-TCDD	< 0.43	< 0.16	8	< 0.61	< 1.07	< 0.63	< 0.72	< 0.62								
12378-PeCDD	< 0.90	0.57	66	< 1.09	< 1.15	< 0.83	< 1.00	< 0.80								
123478-HxCDD	< 0.74	0.71	55	< 0.83	< 0.74	< 0.42	< 0.46	< 1.07								
123678-HxCDD	< 0.69	2.08	89	< 0.80	< 0.79	< 0.45	< 0.47	< 1.04								
123789-HxCDD	< 0.87	0.89	75	< 0.81	< 0.80	< 0.45	< 0.48	< 1.05								
1234678-HpCDD	24	72	2112	4.99	2.73	2.08	3.48	3.35								
OCDD	161	664	29680	31.09	10.47	7.02	16.97	11.73								
2378-TCDF	1.49	0.48	28	0.72	0.67	0.49	0.41	0.85								
12378/12348-PeCDF	2.32	0.72	48	< 0.72	< 0.86	< 0.67	< 0.60	< 0.70								
23478-PeCDF	< 0.98	0.93	66	< 0.75	< 0.90	< 0.71	< 0.63	< 0.74								
123478/123479-HxCDF	2.44	1.33	110	< 0.48	< 0.56	< 0.40	< 0.34	< 0.24								
123678-HxCDF	2.97	0.89	90	< 0.47	< 0.51	< 0.38	< 0.34	< 0.24								
123789-HxCDF	< 1.16	0.17	32	< 0.60	< 0.62	< 0.47	< 0.40	< 0.30								
234678-HxCDF	< 0.77	1.06	100	< 0.55	< 0.57	< 0.43	< 0.37	< 0.27								
1234678-HpCDF	11.55	7.11	751	2.42	< 0.35	1.15	< 0.32	< 0.29								
1234789-HpCDF	< 0.59	0.83	47	< 0.43	< 0.42	< 0.52	< 0.38	< 0.34								
OCDF	15.15	17.74	1589	3.57	< 0.81	< 0.77	1.51	< 0.66								

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

													pg/pr PRØVE			
NILU nr	08/2783B	08/2784C	08/2785C	09/253	09/254	09/255	09/256	09/257	09/258	09/259						
ID	SALN 1	SALN 2	SALN 3	08-2820-1	08-2820-2	08-2820-3	08-2820-4	08-2820-5	08-2820-6	08-2820-7						
	Sediment	Sediment	Sediment	passiv	passiv	passiv	passiv	passiv	passiv	passiv						
pg/g																
33'44'-TeCB (PCB-77)	105.38	113.85	49914		447.37		200.06	156.61	399.61	425.52						
344'5'-TeCB (PCB-81)	6.31	3.80	1383		19.78		9.60	8.00	17.02	17.35						
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	12.10	4.83	665		21.94		18.93	22.85	21.72	27.86						
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1.33	0.46	22		< 0.78		< 0.59	< 0.59	< 0.61	< 0.55						
TEQ																
2378-TCDD	0.43	0.16	8.5		0.612		1.071	0.629	0.718	0.623						
12378-PeCDD	0.90	0.57	66.4		1.092		1.154	0.833	1.001	0.797						

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

123478-HxCDD			0.07	0.07	5.5			0.083			0.074	0.042	0.046	0.107
123678-HxCDD			0.07	0.21	8.9			0.080			0.079	0.045	0.047	0.104
123789-HxCDD			0.09	0.09	7.5			0.081			0.080	0.045	0.048	0.105
1234678-HpCDD			0.24	0.72	21.1			0.050			0.027	0.021	0.035	0.034
OCDD			0.02	0.07	3.0			0.003			0.001	0.001	0.002	0.001
SUM PCDD			1.83	1.88	120.9			2.001			2.487	1.615	1.897	1.770
2378-TCDF			0.15	0.05	2.8			0.072			0.067	0.049	0.041	0.085
12378/12348-PeCDF			0.12	0.04	2.4			0.036			0.043	0.034	0.030	0.035
23478-PeCDF			0.49	0.47	33.2			0.377			0.449	0.353	0.315	0.368
123478/123479-HxCDF			0.24	0.13	11.0			0.048			0.056	0.040	0.034	0.024
123678-HxCDF			0.30	0.09	9.0			0.047			0.051	0.038	0.034	0.024
123789-HxCDF			0.12	0.02	3.2			0.060			0.062	0.047	0.040	0.030
234678-HxCDF			0.08	0.11	10.0			0.055			0.057	0.043	0.037	0.027
1234678-HpCDF			0.12	0.07	7.5			0.024			0.004	0.012	0.003	0.003
1234789-HpCDF			0.01	0.01	0.5			0.004			0.004	0.005	0.004	0.003
OCDF			0.00	0.00	0.2			0.000			0.000	0.000	0.000	0.000
SUM PCDF			1.61	0.98	79.7			0.723			0.793	0.621	0.538	0.599
SUM PCDD/PCDF			3.44	2.86	200.5			2.723			3.279	2.236	2.434	2.369
33'44'-TeCB (PCB-77)			0.011	0.01	5.0			0.045			0.020	0.016	0.040	0.043
344'5-TeCB (PCB-81)			0.001	0.00	0.1			0.002			0.001	0.001	0.002	0.002
33'44'5-PeCB (PCB-126)			1.210	0.48	66.5			2.194			1.893	2.285	2.172	2.786
33'44'55'-HxCB (PCB-169)			0.013	0.00	0.2			0.008			0.006	0.006	0.006	0.005
SUM TE-PCB			1.234	0.50	71.9			2.248			1.920	2.308	2.220	2.836

Oversikt rådata BFR inkludert fenoler

NILU nr			08/2770		08/2771		08/2772		08/2773		08/2774		08/2775		08/2776
			Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening
NIVA ID			1		2		3		4		5		6		7
ng/g															
α -HBCD			1.31		0.26		1.29		0.22		0.75		13.63		0.13
β -HBCD			0.33	<	0.37		0.56	<	0.31	<	0.66		3.02		0.12
γ -HBCD			0.53	<	0.16		0.87		0.06	<	0.60		13.28		0.52
TBA		<	0.01	<	0.01		0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01
PBDE	28	<	0.01	<	0.01		0.02	<	0.01		0.01		0.02		0.01
PBDE	47		0.12		0.07		0.47		0.07		0.23		0.72		0.18
PBDE	66	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01		0.04	<	0.01
PBDE	49 + 71	<	0.01	<	0.01		0.02	<	0.01	<	0.01		0.06		0.01
PBDE	77	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

PBDE	85	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.03	<	0.01
PBDE	99		0.14		0.13		0.28		0.10		0.14		0.90		0.05
PBDE	100		0.02		0.02		0.06		0.02		0.03		0.12		0.02
PBDE	119	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.01	<	0.02	<	0.01
PBDE	138	<	0.01	<	0.03	<	0.08	<	0.03	<	0.06	<	0.05	<	0.03
PBDE	153		0.02	<	0.02	<	0.07		0.02	<	0.05		0.08	<	0.02
PBDE	154		0.01		0.01	<	0.04	<	0.01	<	0.03		0.04	<	0.01
PBDE	183		0.02		0.01		0.13		0.01		0.02		0.10		0.01
PBDE	196		0.03		0.06	<	0.07	<	0.01	<	0.03		0.28	<	0.03
PBDE	206		0.22		1,5	<	0.13	<	0.05	<	0.06		0.44		0.04
PBDE	209		8.76		1,5		2.94		0.57		0.76		27.31		0.45
Triclosan		<	0.72	<	0.72		4.45	<	5.33		0.90		13.93	<	1.37
BPA			1.27		4.29		7.56		2.52		1.53		33.52		1.35
TBBPA		<	0.27	<	0.59	<	0.53	<	1.08	<	0.57		184.12	<	0.49
Octylphenol			502		497		639		858		636		437		564
Nonylphenol			16		14		126		382		35		282		27
Dodecylphenol			5	<	0		45		206		12		127	<	1

NILU nr			08/2777	08/2778	08/2779	08/2780	08/2781	08/2782
			Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening
NIVA ID			8	9	10	11	12	13
ng/g								
α-HBCD			0.78	< 0.12	6.92	1.27	0.52	0.38
β-HBCD		<	1.67	< 0.59	1.83	0.24	0.15	0.13

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

NILU nr			08/2777	08/2778		08/2779	08/2780		08/2781		08/2782
			Screening	Screening		Screening	Screening		Screening		Screening
NIVA ID			8	9		10	11		12		13
ng/g											
γ-HBCD			0.87	< 0.58		5.28	0.30		0.21		0.12
TBA		<	0.01	< 0.01		0.01	< 0.01	<	0.01	<	0.01
PBDE	28	<	0.01	< 0.01		0.02	< 0.01	<	0.01	<	0.01
PBDE	47		0.08	0.29		0.93	0.14		0.18		0.08
PBDE	66	<	0.01	< 0.01		0.03	< 0.01	<	0.01	<	0.01
PBDE	49 + 71		0.02	< 0.01		0.05	< 0.01		0.02		0.02
PBDE	77	<	0.01	< 0.01	<	0.01	< 0.01	<	0.01	<	0.01
PBDE	85	<	0.01	< 0.01		0.04	< 0.01	<	0.01	<	0.01
PBDE	99		0.10	0.08		1.10	0.17		0.25		0.08
PBDE	100		0.02	0.02		0.21	0.03		0.04		0.02
PBDE	119	<	0.01	0.04		0.31	< 0.01	<	0.01	<	0.01
PBDE	138	<	0.02	< 0.01		0.02	< 0.04	<	0.01	<	0.04
PBDE	153		0.02	< 0.01		0.17	< 0.03		0.03	<	0.03
PBDE	154	<	0.01	< 0.01		0.09	0.02		0.02	<	0.02
PBDE	183		0.01	0.01		0.24	0.03		0.01		0.02
PBDE	196	<	0.06	0.03		0.19	< 0.06	<	0.01	<	0.14
PBDE	206	<	0.18	0.22		0.45	0.40	<	0.03	<	0.50
PBDE	209		1.06	5.50		11.91	23.17		1.03		1.48
Triclosan			2.85	< 5.36		11.55	3.82		1.86		4.72
BPA			1.34	0.44		46.68	2.23		4.98		2.93
TBBPA		<	0.50	< 0.43		3.08	< 0.59	<	0.60	<	0.32
Octylphenol			605	563		611	435		614		382

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

NILU nr		08/2777	08/2778	08/2779	08/2780	08/2781	08/2782
		Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening
NIVA ID		8	9	10	11	12	13
ng/g							
Nonylphenol		41	26	409	76	66	69.96
Dodecylphenol		7	5	246	6	15	17.53

Rådata BFR inkludert fenoler, SPMD ekstrakt

NILU nr		09/260	09/261	09/262	09/263	09/264	09/265	09/266
NIVA ID		09-56-1	09-56-2	09-56-3	09-56-4	09-56-5	09-56-6	09-56-7
ng/g		SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt
α -HBCD		1.45	0.79	0.42	0.89	0.77	1.00	0.68
β -HBCD		0.82	0.20	< 0.29	0.32	< 0.42	< 0.37	< 0.46
γ -HBCD		2.22	0.74	0.48	1.76	0.74	0.91	0.74
TBA		3.56	5.20	0.04	0.53	0.79	2.91	0.02
PBDE	28	0.07	0.08	0.02	0.07	0.07	0.06	0.03
PBDE	47	1.94	1.63	0.59	1.31	1.30	1.31	0.76
PBDE	66	0.06	0.05	< 0.01	0.04	< 0.01	0.04	< 0.01
	49 +							
PBDE	71	0.07	0.08	0.84	0.05	0.07	0.08	< 0.01
PBDE	77	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
PBDE	85	< 0.01	0.04	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.05	< 0.01
PBDE	99	0.90	0.75	0.30	0.63	0.68	0.78	0.36
PBDE	100	0.21	0.19	0.07	0.14	0.14	0.15	0.09
PBDE	119	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.13
PBDE	138	0.10	< 0.03	< 0.02	< 0.03	< 0.03	< 0.04	< 0.05
PBDE	153	0.15	0.11	< 0.02	0.06	0.07	0.11	< 0.04
PBDE	154	0.10	0.09	0.03	0.05	0.04	0.05	< 0.03
PBDE	183	0.20	0.15	0.06	< 0.01	< 0.01	< 0.03	< 0.01

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

NILU nr		09/260	09/261	09/262	09/263	09/264	09/265	09/266
		09-56-1	09-56-2	09-56-3	09-56-4	09-56-5	09-56-6	09-56-7
NIVA ID		SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt	SPMD-ekstrakt
ng/g								
PBDE	196	0.25	< 0.04	< 0.02	< 0.02	< 0.03	< 0.04	< 0.03
PBDE	206	0.36	0.21	< 0.02	< 0.04	< 0.03	< 0.06	< 0.05
PBDE	209	0.55	0.52	0.28	0.43	0.41	0.48	0.46
Triclosan								
BPA								
TBBPA								
Octylphenol								
Nonylphenol								
Dodecylphenol								

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

Oversikt rådata PFC

NILU nr		08/2776	08/2770	08/2781	08/2780	08/2771	08/2777	08/2772	08/2773	08/2775	08/2774	08/2779	08/2778	08/2782														
NIVA ID		Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening														
		7	1	12	11	2	8	3	4	6	5	10	9	13														
ng/g		Mar-Ak	Bjø-Ak	Myr-Ak	Hju-Ak	Sei-Ak	Grø-Ak	Fos-Aln	Lin-Aln	Bre-Aln	Tro-Aln	Tve-Aln	Kvæ-Aln	Kon-Ak														
8:2 FTS	<	0.27	<	0.31	<	0.33	<	0.37	<	0.36	<	0.35	<	0.386	<	0.276	<	0.6	<	0.314	<	0.299	<	0.299	<	0.459		
PFOSA	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.04	<	0.02	<	0.02		
PFBS	<	0.03	<	0.02	<	0.03	<	0.03	<	0.03	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.03	<	0.05	<	0.05	<	0.02	<	0.03		
PFPS	<	0.03	<	0.04	<	0.04	<	0.04	<	0.03	<	0.03	<	0.03	<	0.054	<	0.024	<	0.086	<	0.034	<	0.044	<	0.044	<	0.056
PFHxS	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.03	<	0.03	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.02	<	0.07	<	0.02	<	0.03	<	0.02	<	0.03
PFHpS	<	0.04	<	0.33	<	0.04	<	0.04	<	0.03	<	0.05	<	0.052	<	0.029	<	0.029	<	0.099	<	0.077	<	0.036	<	0.036	<	0.53
PFOS		0.03		0.03	<	0.02		0.09		0.02	<	0.02		0.06		0.06		0.33		0.06		0.23		0.13		<	0.09	
PFNS	<	0.03	<	0.03	<	0.04	<	0.04	<	0.03	<	0.03	<	0.03	<	0.051	<	0.025	<	0.077	<	0.027	<	0.028	<	0.028	<	0.034
PFDCS	<	0.02		0.02	<	0.02		0.05	<	0.02	<	0.02		0.02		0.02		0.19		0.03		0.62		<	0.02	<	0.05	
PFUnS	<	0.11	<	0.07	<	0.06	<	0.06	<	0.04	<	0.04	<	0.04	<	0.079	<	0.041	<	0.156	<	0.045	<	0.035	<	0.035	<	0.048
PFDoS	<	0.09	<	0.06	<	0.06	<	0.09	<	0.04	<	0.05	<	0.05	<	0.074	<	0.039	<	0.128	<	0.044	<	0.036	<	0.036	<	0.056
PFTTrS	<	0.07	<	0.06	<	0.05	<	0.06	<	0.04	<	0.04	<	0.04	<	0.064	<	0.04	<	0.099	<	0.041	<	0.04	<	0.04	<	0.068
PFTS	<	0.07	<	0.05	<	0.04	<	0.05	<	0.02	<	0.03	<	0.03	<	0.056	<	0.026	<	0.079	<	0.029	<	0.025	<	0.025	<	0.029
PFPeS	<	0.05	<	0.03	<	0.03	<	0.04	<	0.02	<	0.03	<	0.03	<	0.035	<	0.021	<	0.062	<	0.023	<	0.024	<	0.024	<	0.025
PFBA	<	0.08	<	0.07	<	0.09	<	0.07	<	0.09	<	0.08	<	0.08	<	0.08	<	0.08	<	0.08	<	0.09	<	0.08	<	0.07	<	0.07
PFPA	<	0.34	<	0.20	<	0.24	<	0.26	<	0.28	<	0.45	<	0.28	<	0.28	<	0.29	<	0.411	<	0.21	<	0.192	<	0.192	<	0.311
PFHxA	<	0.14	<	0.13	<	0.16	<	0.02	<	0.16	<	0.17	<	0.13	<	0.13	<	0.13	<	0.18	<	0.12	<	0.21	<	0.14	<	0.2
PFHpA	<	0.14	<	0.28	<	0.34	<	0.38	<	0.23	<	0.23	<	0.17	<	0.17	<	0.17	<	0.26	<	0.21	<	0.32	<	0.26	<	0.38
PFOA	<	0.17	<	0.15	<	0.24	<	0.30	<	0.16	<	0.42	<	0.17	<	0.17	<	0.17	<	0.29	<	0.83	<	0.61	<	0.2	<	0.3
PFNA	<	0.14	<	0.13	<	0.28	<	0.46	<	0.20	<	0.43	<	0.18	<	0.18	<	0.18	<	0.31	<	0.16	<	0.33	<	0.21	<	0.46
PFDCA	<	0.37	<	0.36	<	0.47	<	0.63	<	0.48	<	0.68	<	0.4	<	0.4	<	0.4	<	0.52	<	0.44	<	0.48	<	0.32	<	0.63
PFUnA	<	0.16	<	0.17	<	0.33	<	0.53	<	0.21	<	0.53	<	0.19	<	0.19	<	0.19	<	0.38	<	0.19	<	0.31	<	0.19	<	0.53
PFDoA	<	0.22	<	0.18	<	0.30	<	0.36	<	0.24	<	0.46	<	0.231	<	0.25	<	0.25	<	0.4	<	0.263	<	0.203	<	0.203	<	0.376
PFTTrA	<	0.40	<	0.24	<	0.32	<	0.39	<	0.30	<	0.42	<	0.262	<	0.289	<	0.289	<	0.397	<	0.341	<	0.266	<	0.266	<	0.461
PFTA	<	0.38	<	0.28	<	0.66	<	0.58	<	0.35	<	0.43	<	0.302	<	0.337	<	0.335	<	0.461	<	0.318	<	0.346	<	0.346	<	0.501
PFPeA	<	0.32	<	0.27	<	0.30	<	0.28	<	0.28	<	0.29	<	0.285	<	0.241	<	0.241	<	0.437	<	0.27	<	0.229	<	0.229	<	0.288

PFC tilførsler

NILU nr		09/182		09/183		09/184+185
NIVA ID		ALNA		ALNA		Akerselva 14/11
		Sample 2 09/12		IA2		25/11, 18/12
		Sedimentfelle		Sedimentfelle		Sedimentfelle
ng/g						
6:2 FTS	<	1.82	<	0.61	<	1.55
PFOSA	<	0.25	<	0.09	<	0.18
PFBS	<	0.23	<	0.08	<	0.19
PFHxS	<	0.13	<	0.10	<	0.14
PFOS		1.70		0.87		0.67
PFDCS		1.32		0.45		0.59
PFHxA	<	1.10	<	0.56	<	1.51
PFHpA	<	0.99	<	0.54	<	1.07
PFOA	<	0.93		0.89	<	0.83
PFNA	<	0.94	<	0.35	<	0.84
PFDCA	<	0.79	<	0.54	<	0.82
PFUnA	<	0.69	<	0.42	<	0.67

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

Oversikt rådata SCCP og MCCP

NILU nr	08/2770	08/2771	08/2772	08/2773	08/2774	08/2775	08/2776	08/2777	08/2778	08/2779	08/2780	08/2781	08/2782
	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening	Screening
NIVA ID	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
ng/g													
SCCP	130	320	40	39	100	150	6.3	180	26	60	870	390	23
MCCP	25	39	76	459	75	830	4.8	0.96	240	28	37	12	1.2

Oversikt PFR

			ng/g TS									
NIVA nr.	NILU nr	IVL nr	TS (%)	TIBP	TBP	TCEP	TCPP1	TDCPP	TBEP	TPhP	EHDPP	V6
1	08/2770	7693	76%	0.69	1.07	< 2	20.02	< 2	< 2	< 2	5.75	< 3
2	08/2771	7694	83%	0.39	3.02	< 2	2.40	< 2	< 2	3.19	5.27	< 3
3	08/2772	7695	80%	0.90	2.55	< 2	10.77	< 2	< 2	5.08	11.67	< 3
4	08/2773	7696	81%	0.33	0.66	< 2	5.88	5.29	< 2	< 2	12.64	< 3
5	08/2774	7697	85%	0.69	1.71	< 2	< 2	< 2	< 2	77.82	< 2	< 3
6	08/2775	7698	73%	1.88	2.62	4.84	65.91	< 2	15.78	21.17	55.83	< 3
7	08/2776	7699	49%	1.73	2.67	< 3	4.19	< 3	< 3	< 3	9.23	< 5
8	08/2777	7700	82%	< 0.5	< 0.5	< 3	< 3	< 3	< 3	3.02	21.42	< 5
9	08/2778	7701	77%	0.64	5.22	7.21	4.34	28.92	13.39	743.78	33.31	< 3
10	08/2779	7702	54%	1.38	10.26	2.18	81.60	< 3	40.72	21.11	50.99	< 5
11	08/2780	7703	76%	1.05	1.94	< 2	15.22	< 2	8.55	< 2	9.94	< 3
12	08/2781	7704	69%	1.21	1.76	6.25	25.81	< 2	< 2	< 2	6.08	< 3
13	08/2782	7705	76%	1.45	5.77	2.28	5.80	< 2	16.94	2.84	8.79	< 3

Oversikt flyktige PFC

ng/g	08/2770		08/2771		08/2772		08/2773		08/2774		08/2775		08/2776		08/2777		08/2778		08/2779		08/2780		08/2781		08/2782		
	Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		Screening		
NIVA ID	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
4:2 FTOH	8.611	<	11.84	<	6.86	<	6.87	<	8.02	<	8.84	<	14.23	<	10.73		7.34	<	11.52	<	7.34	<	7.92	<	8.017		
6:2 FTOH	15.64	<	1.15	<	0.87	<	0.88	<	0.56	<	1.06	<	1.74	<	1.322		0.939	<	1.33	<	0.939	<	0.889	<	1.044		
8:2 FTOH	24.69	<	0.75	<	0.51	<	0.46		10.55	<	0.58	<	1.11	<	0.626		0.535	<	0.314	<	0.535	<	0.547	<	0.537		
10:2 FTOH	47.9	<	0.31	<	0.23	<	0.25		18.64	<	0.31	<	0.32	<	0.301		0.264	<	0.273	<	0.264	<	0.234	<	0.268		
N-Et FOSA	<	0.606	<	0.12	<	0.07	<	0.06		31.96	<	0.06	<	0.11	<	0.054		0.065	<	0.093	<	0.065	<	0.057	<	0.048	
N-Me FOSA		2.121	<	0.14	<	0.09	<	0.07	<	0.11	<	0.14	<	0.13	<	0.117		0.115	<	0.126	<	0.115	<	0.087	<	0.082	
N-Me FOSE		51.49	<	0.30	<	0.22	<	0.18		36.68		10.66	b	<	0.36	<	0.164		0.205	<	0.371	<	0.205	<	0.196	<	0.184
N-Et FOSE		40.67	<	0.38	<	0.22	<	0.18		26.84		10.41	b	<	0.38	<	0.311		0.251	<	0.195	<	0.251	<	0.239	<	0.214

Oversikt TOC-analyser

Analysevariabel				TOC/F	
Enhet ==>				µg C/mg	
Metode ==>				TESTNO	G 6
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype		
1	!	Saker 1	sedis	2009- 00318	4.8
2		Saker 2	sedis	2009- 00318	5.1
3		Saker 3	sedis	2009- 00318	2.1

Analysevariabel				TOC	
Enhet ==>				mg C/l	
Metode ==>				TESTNO	G 4-2
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype		
1	20081112	Alna utl.	fersk	2008- 02620	5.0
2	20081113	Akerselva	fersk	2008- 02620	9.0

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

Oversikt resultat passive prøvetakere NIVA

Analysevariabel				NAP-SPMD	ACNLE-SPMD	ACNE-SPMD	FLE-SPMD	DBTHI-SPMD	PA-SPMD	ANT-SPMD	FLU-SPMD	PYR-SPMD	BAA-SPMD
Enhet ==>				ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
Metode ==>				TESTNO	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype										
1	20081119	Alna Blank 1	annet	2008-02820	94	<5	<5	<5	11	<5	5.9	5.5	<5
2	20081119	Alna Binders 1	annet	2008-02820	17	<5	25	58	34	350	150	610	2000
3	20081119	Alna Binders 2	annet	2008-02820	<7	<5	27	61	32	330	170	510	1800
4	20081119	Alna Kulvert 1	annet	2008-02820	13	<5	15	28	20	180	70	510	1700
5	20081119	Alna Kulvert 2	annet	2008-02820	16	<5	14	28	16	180	74	520	1900
6	20081119	Alna Slutt ind 1	annet	2008-02820	11	<5	28	69	34	360	160	670	1700
7	20081119	Alna Slutt Ind 2	annet	2008-02820	9.1	<5	29	73	37	360	160	650	1700

Analysevariabel				CHRD12	CHR-SPMD	BBJF-SPMD	BKF-SPMD	BEP-SPMD	BAP-SPMD	PER-SPMD	ICDP-SPMD	DBA3A-SPMD	BGHIP-SPMD
Enhet ==>				ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
Metode ==>				TESTNO	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype										
1	20081119	Alna Blank 1	annet	2008-02820	1000	<5	<5	5.2	<5	<5	<5	<5	<5
2	20081119	Alna Binders 1	annet	2008-02820	740	230	140	37	150	72	30	41	11
3	20081119	Alna Binders 2	annet	2008-02820	760	160	110	110	130	57	28	32	8.0
4	20081119	Alna Kulvert 1	annet	2008-02820	860	100	65	17	73	27	15	13	<5
5	20081119	Alna Kulvert 2	annet	2008-02820	830	120	67	16	74	26	14	12	<5
6	20081119	Alna Slutt ind 1	annet	2008-02820	830	140	84	19	99	33	20	15	5.5
7	20081119	Alna Slutt Ind 2	annet	2008-02820	860	140	81	19	96	33	20	14	5.2

Analysevariabel				Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH	9ACNED10	9FLED10	9PAD10	BEPD10
Enhet ==>				ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
Metode ==>				Beregnet	Beregnet	Beregnet	H-2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype							
1	20081119	Alna Blank 1	annet	<191.6	<176.6	<129.2	2000	2000	2400	59
2	20081119	Alna Binders 1	annet	<4222	<4008	728	33	37	140	50
3	20081119	Alna Binders 2	annet	<3793	<3603	<634	55	61	210	51
4	20081119	Alna Kulvert 1	annet	<2965	<2857	<324	38	47	190	55
5	20081119	Alna Kulvert 2	annet	<3203	<3099	<353	34	49	180	53
6	20081119	Alna Slutt ind 1	annet	<3591.5	<3438.5	417.5	67	83	310	51
7	20081119	Alna Slutt Ind 2	annet	<3560.3	<3407.3	401.3	79	99	340	53

Analysevariabel				BAA-SPMD	CHRD12	CHR-SPMD	BBJF-SPMD	BKF-SPMD	BEP-SPMD	BAP-SPMD
Enhet ==>				ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
Metode ==>				H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype							

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

1	!	20081119	Alna Blank 1	annet	<5	1000	<5	<5	5.2	<5	<5
2		20081119	Alna Binders 1	annet	180	740	230	140	37	150	72
3		20081119	Alna Binders 2	annet	150	760	160	110	110	130	57
4		20081119	Alna Kulvert 1	annet	84	860	100	65	17	73	27
5		20081119	Alna Kulvert 2	annet	91	830	120	67	16	74	26
6		20081119	Alna Slutt ind 1	annet	110	830	140	84	19	99	33
7		20081119	Alna Slutt Ind 2	annet	100	860	140	81	19	96	33

Analysevariabel	PER-SPMD	ICDP-SPMD	DBA3A-SPMD	BGHIP-SPMD	Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH	9ACNED10	9FLED10	9PAD10	BEPD10				
Enhet ==>	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD				
Metode ==>	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	Beregnet	Beregnet	Beregnet	H-2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*				
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype												
1	!	20081119	Alna Blank 1	annet	<5	<5	<5	<5	<191.6	<176.6	<129.2	2000	2000	2400	59
2		20081119	Alna Binders 1	annet	30	41	11	82	<4222	<4008	728	33	37	140	50
3		20081119	Alna Binders 2	annet	28	32	8.0	66	<3793	<3603	<634	55	61	210	51
4		20081119	Alna Kulvert 1	annet	15	13	<5	25	<2965	<2857	<324	38	47	190	55
5		20081119	Alna Kulvert 2	annet	14	12	<5	25	<3203	<3099	<353	34	49	180	53
6		20081119	Alna Slutt ind 1	annet	20	15	5.5	29	<3591.5	<3438.5	417.5	67	83	310	51
7		20081119	Alna Slutt Ind 2	annet	20	14	5.2	29	<3560.3	<3407.3	401.3	79	99	340	53

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

Resultat SPMD NIVA

Analysevariabel				NAP-SPMD	ACNLE-SPMD	ACNE-SPMD	FLE-SPMD	DBTHI-SPMD	PA-SPMD	ANT-SPMD	FLU-SPMD	
Enhhet ==>				ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	
Metode ==>				TESTNO	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype									
1	! 20090105	S-1 Akerselva 19/11-08	SPMD	2009-00056	82	37	200	250	120	1200	170	990
2	20090105	S-2 Akerselva 19/11-08	SPMD	2009-00056	80	38	190	240	120	1100	140	970
3	20090105	Blank fluxe Akerselva 19/11-08	SPMD	2009-00056	94	<5	<5	<5	<5	15	<5	<5
4	20090105	S-3	SPMD	2009-00056	77	19	170	120	100	1100	230	1300
5	20090105	S-4	SPMD	2009-00056	35	11	69	160	54	590	140	1100
6	20090105	S-5	SPMD	2009-00056	80	19	160	340	99	1000	200	1200
7	20090105	Blank Alna	SPMD	2009-00056	95	<5	<5	5.0	<5	14	<5	<5

Analysevariabel				PER-SPMD	ICDP-SPMD	DBA3A-SPMD	BGHIP-SPMD	Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH	9ACNED10	PYR-SPMD	
Enhhet ==>				ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	
Metode ==>				TESTNO	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	Beregnet	Beregnet	Beregnet	H-2-2*	H 2-2*	
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype										
1	! 20090105	S-1 Akerselva 19/11-08	SPMD	2009-00056	11	8.4	<5	12	<4565.4	<4378.4	<419.4	140	1100
2	20090105	S-2 Akerselva 19/11-08	SPMD	2009-00056	12	9.1	<5	13	<4391.1	<4201.1	<410.1	100	1100
3	20090105	Blank fluxe Akerselva 19/11-08	SPMD	2009-00056	<5	<5	<5	<5	<194	<179	<129	2300	<5
4	20090105	S-3	SPMD	2009-00056	19	12	<5	21	<6063	<5856	<496	270	2400
5	20090105	S-4	SPMD	2009-00056	18	12	<5	19	<4986	<4831	<442	150	2300
6	20090105	S-5	SPMD	2009-00056	18	13	<5	21	<5934	<5731	<491	250	2300
7	20090105	Blank Alna	SPMD	2009-00056	<5	<5	<5	<5	<194.4	<179.4	<130.4	2300	<5

Analysevariabel				CHRD12	CHR-SPMD	BBJF-SPMD	BKF-SPMD	BEP-SPMD	BAP-SPMD	9FLED10	9PAD10	BAA-SPMD
Enhhet ==>				ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
Metode ==>				H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype									
1	! 20090105	S-1 Akerselva 19/11-08	SPMD	830	140	65	16	56	18	120	350	85
2	20090105	S-2 Akerselva 19/11-08	SPMD	810	130	66	15	58	19	92	320	86
3	20090105	Blank fluxe Akerselva 19/11-08	SPMD	1000	<5	<5	<5	<5	<5	2200	2400	<5
4	20090105	S-3	SPMD	830	160	83	20	88	29	240	560	110
5	20090105	S-4	SPMD	830	170	77	19	83	25	130	330	99
6	20090105	S-5	SPMD	820	170	78	19	86	26	230	540	100
7	20090105	Blank Alna	SPMD	1000	<5	<5	5.4	<5	<5	2300	2600	<5

Analysevariabel				BAA-SPMD	CHRD12	CHR-SPMD	BBJF-SPMD	BKF-SPMD	BEP-SPMD	BAP-SPMD	PER-SPMD	ICDP-SPMD	DBA3A-SPMD
Enhhet ==>				ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
Metode ==>				H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype										

Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva (TA-2495/2009)

1	!	20090105	S-1 Akerselva 19/11-08	SPMD	85	830	140	65	16	56	18	11	8.4	<5
2		20090105	S-2 Akerselva 19/11-08	SPMD	86	810	130	66	15	58	19	12	9.1	<5
3		20090105	Blank fluxe Akerselva 19/11-08	SPMD	<5	1000	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
4		20090105	S-3	SPMD	110	830	160	83	20	88	29	19	12	<5
5		20090105	S-4	SPMD	99	830	170	77	19	83	25	18	12	<5
6		20090105	S-5	SPMD	100	820	170	78	19	86	26	18	13	<5
7		20090105	Blank Alna	SPMD	<5	1000	<5	<5	5.4	<5	<5	<5	<5	<5

Analysevariabel	BGHIP-SPMD	Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH	9ACNED10	9FLED10	9PAD10
Enhet ==>	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
Metode ==>	H 2-2*	Beregnet	Beregnet	Beregnet	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
PrNr PrDato Merking Prøvetype							
1 ! 20090105 S-1 Akerselva 19/11-08 SPMD	12	<4565.4	<4378.4	<419.4	140	120	350
2 20090105 S-2 Akerselva 19/11-08 SPMD	13	<4391.1	<4201.1	<410.1	100	92	320
Blank fluxe Akerselva 19/11-08							
3 20090105 08 SPMD	<5	<194	<179	<129	2300	2200	2400
4 20090105 S-3 SPMD	21	<6063	<5856	<496	270	240	560
5 20090105 S-4 SPMD	19	<4986	<4831	<442	150	130	330
6 20090105 S-5 SPMD	21	<5934	<5731	<491	250	230	540
7 20090105 Blank Alna SPMD	<5	<194.4	<179.4	<130.4	2300	2300	2600

Analysevariabel	BGHIP-SPMD	Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH	9ACNED10	9FLED10	9PAD10
Enhet ==>	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
Metode ==>	H 2-2*	Beregnet	Beregnet	Beregnet	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
PrNr PrDato Merking Prøvetype							
1 ! 20090105 S-1 Akerselva 19/11-08 SPMD	12	<4565.4	<4378.4	<419.4	140	120	350
2 20090105 S-2 Akerselva 19/11-08 SPMD	13	<4391.1	<4201.1	<410.1	100	92	320
Blank fluxe Akerselva 19/11-08							
3 20090105 08 SPMD	<5	<194	<179	<129	2300	2200	2400
4 20090105 S-3 SPMD	21	<6063	<5856	<496	270	240	560
5 20090105 S-4 SPMD	19	<4986	<4831	<442	150	130	330
6 20090105 S-5 SPMD	21	<5934	<5731	<491	250	230	540
7 20090105 Blank Alna SPMD	<5	<194.4	<179.4	<130.4	2300	2300	2600
Metode ==>	H 2-2*	Beregnet	Beregnet	Beregnet	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*

Resultat siloksaner NILU

Sample Text	NIVA nr.	Stasjon	MM	MDM	MD2M	MD3M	D3	D4	D5	D6
08/2776	7	Mar-Ak	<0.5	<0.4	<0.6	<0.7	<7.0	<6.3	<6.0	4,8
08/2770	1	Bjø-Ak	<0.4	<0.2	<0.5	<0.5	<5.5	<5.0	12	3,9
08/2781	12	Myr-Ak	<0.4	<0.2	<0.7	<0.6	6,2	<5.0	17	4,9
08/2780	11	Hju-Ak	<0.4	<0.3	<0.5	<0.5	<5.4	<4.9	16	6,2
08/2771	2	Sei-Ak	<0.3	<0.2	<0.5	<0.5	<4.8	<4.4	4,7	3,5
08/2777	8	Grø-Ak	<0.3	<0.3	<0.6	<0.5	<4.5	<4.1	22	4,3
Sample Text	NIVA nr.	Stasjon	MM	MDM	MD2M	MD3M	D3	D4	D5	D6
08/2772	3	Fos-Aln	<0.4	<0.3	<0.6	<0.6	10	8,1	35	7,5
08/2773	4	Lin-Aln	<0.4	<0.3	<0.6	<0.5	7,2	<4.3	14	3,2
08/2775	6	Bre-Aln	<0.3	<0.3	<0.5	<0.6	<5.1	5,3	196	9,8
08/2774	5	Tro-Aln	<0.3	<0.3	<0.4	<0.4	6,2	<3.5	25	3,4
08/2779	10	Tve-Aln	<0.3	<0.2	<0.6	<0.5	<4.9	<4.4	26	6,0
08/2778	9	Kvæ-Aln	<0.3	<0.3	<0.5	<0.7	<5.1	<4.6	33	3,5
08/2782	13	Kon-Aln	<0.3	<0.3	<0.5	<0.5	<5.3	<4.8	33	4,2



Statens forurensningstilsyn (SFT)
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no
Internett: www.sft.no

Utførende institusjon NIVA	Kontaktperson SFT Bård Nordbø	ISBN-nummer 577-5511-9
--------------------------------------	---	---------------------------

	Avdeling i SFT Tilsyn og vann	TA-nummer 2495
--	----------------------------------	-------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Sissel Brit Ranneklev	År 2009	Sidetall 114	SFTs kontraktnummer 5008164
--	-------------------	------------------------	---------------------------------------

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport nr. 5776-2009	Prosjektet er finansiert av SFT
--	---

Forfatter(e) Sissel Brit Ranneklev, Ian Allen og Ellen Katrin Enge (NILU)
Tittel - norsk og engelsk Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva. Screening of contaminants in Alna and Akerselva.
Sammendrag – summary Såkalte nye organiske miljøgifter ble kartlagt i sedimenter fra Alna og Akerselva. Forekomsten av alkylfenoler, bromerte flammehemmere, fosfororganiske flammehemmere, ftalater, klorerte parafiner, perfluorete organiske forbindelser, siloksaner og triklosan ble kartlagt i sedimenter fra Oslo-elvene. Tidligere funn av polyklorerte bifenyl (PCB) ble fulgt opp, og punktkilden ble avgrenset til et område i Alna. I Akerselva ble høye nivåer av kvikksølv funnet utenfor en kulvert fra Ullevål sykehus. Kildesporingen av PCB og kvikksølv ble utført ved hjelp av passive prøvetakere og sedimenter. Fra elvene ble tilførsler av bromerte flammehemmere og perfluorete organiske forbindelser beregnet i partikulær og oppløst fase. Beregningene ble gjort ved bruk av passive prøvetakere og en kontinuerlig vannstrømsentrifuge.

Nye miljøgifter Kildesporing i sedimenter Tilførsler Passive prøvetakere	Emerging POPs Screening in sediments Fluxes Passive samplers
---	---

Statens forurensningstilsyn

Postboks 8100 Dep,

0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@sft.no

www.sft.no

Statens forurensningstilsyn (SFT) ble opprettet i 1974 som et direktorat under miljøverndepartementet.

SFT skal bidra til å skape en bærekraftig utvikling. Vi arbeider for at forurensning, skadelige produkter og avfall ikke skal føre til helseskade, gå ut over trivselen eller skade naturens evne til produksjon og selvfornyelse.

TA-2495/2009

ISBN 577-5511-9