



RAPPORT LNR 5066-2005

Tiltaksplan for Drammensfjorden-Fase 2

Kilder til forurensning -
Elvetilførsler, Avrenning fra
urbane områder, Sedimenterende
materiale



Alfred de Haas ©

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

| | | |
|--|---------------------------------------|---------------------|
| Tittel Tiltaksplan for Drammensfjorden-Fase 2 Kilder til forurensning - Elvetilførsler, Avrenning fra urbane områder, Sedimenterende materiale | Løpenr. (for bestilling) 5066-2005 | Dato 19.09.05 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-24226 | Sider Pris 60 |
| Forfatter(e) Aud Helland Eva Skarbøvik Oddvar Lindholm | Fagområde Miljøgifter marin | Distribusjon Fri |
| | Geografisk område Buskerud | Trykket NIVA |

| | |
|---|-------------------|
| Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Buskerud | Oppdragsreferanse |
|---|-------------------|

Sammendrag

I forbindelse med tiltaksplan for forurenset sjøbunn i indre del av Drammensfjorden har NIVA utført kartlegging av tilførsler av miljøgifter med partikler i Drammenselva og Lierelva og sedimentasjon av miljøgifter og partikler i 7 delområder i indre fjord. Det er også utført beregninger av tilførslene av miljøgifter fra kommunale anlegg. Sedimenterende materiale i fjorden er sterkt til meget sterkt forurenset av TBT og PAH. Konsentrasjonene er høyere enn i materialet fra elvene og overløpskummene, men lavere enn i sedimentene i fjorden. Høyest sedimentasjon ble målt utenfor Holmen og Lierelva. En sammenligning av tilført mengde miljøgifter fra de målte kildene mot mengden som sedimenterer innenfor tiltaksområdet viser at det tilføres mer partikler og metaller til fjorden enn det sedimenterer i indre del. Det sedimenterer imidlertid mange ganger mer TBT og PAH enn det tilføres fra de målte kildene. Utelates en mulig episodisk hendelse ved Holmen, med svært høy sedimentasjon, tilføres det like mye PAH som det sedimenterer i tiltaksområdet. Den høye sedimentasjonen av TBT kan ikke forklares ved kjente kilder eller skipsoppvirvling. Det er sannsynlig at den høye sedimentasjonen skyldes andre aktiviteter knyttet til skipsaktiviteter i havna som vi enda ikke har full oversikt over.

| | |
|---|---|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Tiltaksplan 2. Sedimenter 3. Kilder 4. Miljøgifter | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Plan of action 2. Sediments 3. Sources 4. Micro pollutants |
|---|---|



Aud Helland
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

Tiltaksplan for Drammensfjorden – Fase 2

Kilder til forurensning - Elvetilførsler, Avrenning fra urbane områder, Sedimenterende materiale

Forord

Fylkesmannen i Buskerud har engasjert NIVA og NGI til å utarbeide en tiltaksplan for forurensede sedimenter i Drammensfjorden. Som grunnlag for tiltaksplanen, er det foruten eksisterende data utført supplerende undersøkelser som følger:

1. Tilførsler av partikler og miljøgifter via Drammenselva og Lierelva (NIVA)
2. Avrenning av stoffer fra tette flater til Drammensfjorden og miljøgifter i sedimenter fra overløpsystemet (NGI)
3. Sedimentasjon av miljøgifter og partikler i indre del av Drammensfjorden (NIVA)
4. Supplerende undersøkelser av miljøgifter i bunnsedimenter (NGI) og aldersdatering av sedimentkjerner (NIVA)
5. Miljøgifter i fisk, supplement til revurdering av kostholdsråd for fjorden (NIVA)

Ved NIVA har Eva Skarbøvik stått for delprosjekt 1, Oddvar Lindholm for delprosjekt 2, Aud Helland for delprosjekt 3 samt deler av delprosjekt 4. Foreliggende rapport oppsummerer undersøkelsene under delprosjekt 1-4.

Oslo, 26. september 2005

Aud Helland

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 5 |
| 1. Bakgrunn | 7 |
| 2. Områdebeskrivelse | 7 |
| 3. Feltarbeid og metode | 9 |
| 3.1 Partikkelinnsamling i elvene | 9 |
| 3.2 Tilførsler fra kommunale avløp | 10 |
| 3.2.1 Utslippsmengder pr. år fra tette flater. | 11 |
| 3.2.2 Beregning av utslipp fra overløp i fellesavløpssystemer. | 13 |
| 3.2.3 Utslipp fra avløpsrensaneanleggene. | 14 |
| 3.3 ²¹⁰ Pb datering | 15 |
| 3.4 Sedimentfeller | 17 |
| 3.5 Kjemiske analyser | 18 |
| 4. Resultater og diskusjon | 18 |
| 4.1.1 Vannføring i Drammens- og Lierelva | 18 |
| 4.1.2 Sedimenttransport i Drammens- og Lierelva | 21 |
| 4.1.3 Konsentrasjon av miljøgifter i Drammens- og Lierelva | 27 |
| 4.1.4 Transport av miljøgifter i Drammens- og Lierelva | 27 |
| 4.2 Tilførsler av miljøgifter fra kommunale avløpssystemer | 29 |
| 4.2.1 Samlede utslipp fra de fire områdene. | 29 |
| 4.3 Sedimentasjon av partikler og miljøgifter i indre fjord | 31 |
| 4.3.1 Beregninger av sedimentasjon basert på ²¹⁰ Pb datering | 31 |
| 4.3.2 Beregninger av sedimentasjon basert på sedimentfeller | 31 |
| 4.3.3 Miljøgifter i sedimenterende materiale | 32 |
| 5. Forurensningsbudsjett og vurdering av kilder | 37 |
| 6. Referanser | 40 |
| Vedlegg A. Kjemiske analyser | 42 |
| Vedlegg B. Elvedata | 48 |
| Vedlegg C. Sedimentfelldata | 50 |

Sammendrag

I forbindelse med de SFT-pålagte tiltaksplanene for forurenset sjøbunn har NIVA på oppdrag for Fylkesmannen i Buskerud, utført kartlegging av tilførsler av miljøgifter til samt sedimentasjon av miljøgifter i indre del av Drammensfjorden. Tiltaksplanen omfatter syv delområder som strekker seg fra like sør for Solumstrand til og med Gullaugbukta. Kartleggingen er en del av flere arbeider som skal lede til en tiltaksplan for området. Arbeidene gjøres som et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og NGI (Norges Geotekniske Institutt).

Drammensfjorden har forurensede bunnsedimenter, særlig i indre del av fjorden. Fjorden er underlagt Oslofjordens kostholdsråd hvor det frarådes å spise torskelever. Primærkildene til forurensning er nå stort sett under kontroll, men det er uvisst hvor mye miljøgifter som tilføres fra diffuse kilder. Av diffuse kilder regnes Drammenselva, Lierelva og avrenning fra byområdene å være de viktigste. Målet med foreliggende undersøkelser har vært å skaffe tilveie oversikt over tilførslene fra disse diffuse kildene. Dette er viktig i det videre tiltaksplanarbeidet for å vurdere om eventuelle tiltak på sedimentene vil være varige.

Miljøgifter er i hovedsak bundet til partikler. For å skaffe bedre oversikt over tilførslene av miljøgifter i partikulært materiale (metaller, PAH, PCB, DDT og TBT) ble det derfor samlet inn daglige vannprøver i Drammenselva og Lierelva i tre perioder. Basert på vannføringsmålinger og slamføringskurver ble den totale partikkeltransporten i innsamlingsperioden beregnet. Ved å multiplisere miljøgiftkonsentrasjon med total partikkeltransport får man et mål for total tilførsel av miljøgifter i perioden.

Basert på opplysninger fra kommunene og bruk av modellverktøy ble miljøgifttilførselen fra kommunal kloakk, overvann fra fellesavløpsystemene og overvann fra tette flater fra separatavløpsystemene til fjorden beregnet. I tillegg ble data fra målinger i overløpskummer benyttet.

Det ble satt ut sedimentfeller i fjorden i hvert av de syv delområdene som inngår i tiltaksplanen. Fellene sto ute i tre perioder, koordinert med innsamlingen i Drammenselva og Lierelva. Det partikulære materialet som ble samlet opp ble analysert for metaller, PAH, PCB, DDT og TBT. Ut fra mengde materiale som sedimenterte i fellene, ble sedimentasjonen eller fluksen av partikler og miljøgifter beregnet.

Konsentrasjonen av metaller i partikler fra Drammenselva er i samme konsentrasjonsområde som det sedimenterende materiale fra fellene, sedimentene i overløpskummene og bunnsedimentene i fjorden (SFT klasse I og II). Konsentrasjonen i partiklene fra Lierelva var noe lavere (SFT klasse I).

Det sedimenterende materialet var sterkt til meget sterkt forurenset av TBT og PAH (hhv. SFT klasse V og III/IV). Konsentrasjonene var høyere enn i materialet fra elvene og overløpskummene, men lavere enn i sedimentene i fjorden. Materialet fra Lierelva var lite forurenset av PAH og PCB, men var forurenset av TBT og DDT (SFTs klasse IV). Materialet fra Drammenselva var moderat forurenset av PAH, PCB og DDT men sterkt forurenset av TBT (SFT klasse IV).

Høyest sedimentasjon ble målt utenfor Holmen og Lierelva. Sedimentasjonen utenfor Holmen var spesielt høy i en måleperiode og antas å være en episodisk hendelse. Materialet som sedimenterte var meget sterkt forurenset av TBT og sterkt forurenset av PAH.

Vi kan få et mål på om de målte tilførslene fra land kan forklare mengden miljøgifter som sedimenterer i tiltaksområdet ved å sammenligne tilførslene fra Drammenselva, Lierelva, tette flater, overløp og kommunale utslipp med sedimentasjonen i sedimentfellene. Dette regnestykket viste at det

tilføres mer partikler og metaller fra land enn det som sedimenterer i tiltaksområdet. Det sedimenterer imidlertid mange ganger mer TBT og PAH enn det som tilføres fra land. Tar man hensyn til den sannsynligvis episodiske hendelsen ved Holmen, sedimenter det like mye PAH i tiltaksområdet som det tilføres fra land.

Resuspensjon av forurensede sedimenter, særlig i grunne områder, utlekking fra skip, skipsverft og havnedrift generelt er kilder til forurensning som ikke er kartlagt i foreliggende undersøkelse. Tar man hensyn til skipsoppvirvling i regnestykket fordeles bidraget på et stort areal og blir ubetydelig i totalregnskapet. Skipsanløp kan ha betydning lokalt. Dette peker i retning at det må være en av de øvrige nevnte aktivitetene knyttet til skip som bidrar med TBT i Drammensfjorden. Dette er ikke usannsynlig siden TBT fortsatt er i bruk.

1. Bakgrunn

Som en del av regjeringens arbeid med opprydding av forurensede sedimenter, har Fylkesmannen i Buskerud fått ansvar for utarbeidelse av Fylkesvis tiltaksplan for Drammensfjorden. Fase 1 av dette planarbeidet ble gjennomført i 2003 (Fylkesmannen i Buskerud 2003). Fylkesmannen har engasjert NIVA og NGI i en fase 2 for å utarbeide tiltaksplanen for forurensede sedimenter i Drammensfjorden.

Gjennom de siste 10-15 år har det vært stor fokus på punktkilder i Drammensområdet, slik som utslipp fra industri. I dag er de fleste punktkilder under kontroll. Det som da kan bidra er diffuse tilførsler fra nedbørsfeltet, fra Drammenselva, fra Lierelva og avrenning fra byområdet. I tillegg bidrar forurensede sedimenter med miljøgifter. En del av tiltaksplanarbeidet er fokusert på å skaffe tilveie informasjon om bidraget av miljøgifter fra disse kildene. Det er derfor utført målinger i Drammenselva, Lierelva, kummer på land i Drammen by og målinger av sedimentasjon i nærområdet til byen (de grunne områdene ned til ca 20 m).

Hovedmålet med de foreliggende undersøkelsene er å kvantifisere tilførslene av miljøgifter med partikler fra Drammenselva og Lierelva og tilførsler fra Drammen by. I tillegg skal sedimentasjonen av partikler og miljøgifter i indre del av Drammensfjorden kvantifiseres.

2. Områdebeskrivelse

Stofftransporten til Drammensfjorden skjer i hovedsak via det 302 km lange Drammensvassdraget. Begnavassdraget omfatter Randsfjordvassdraget og Hallingdalsvassdraget. Drammenselva er vanlig navn på elvestrekningen nedenfor Tyrifjorden (63 moh.). Tyrifjorden (136 km²) og Randsfjorden (145 km²) er de største sjøene i nedbørsfeltet. Nedbørsfeltet er på 17028 km² (**Figur 1**). Fordelingen av fjell/myr, skog-, sjøer/vann og jordbruksareal i nedbørsfeltet er henholdsvis 45, 43, 4 og 4 %. Lierelva med et nedbørsfelt på 309 km² renner også ut i Drammensfjorden. Fordelingen av ulike landskapstyper er forskjellig fra Drammenselvas nedbørsfelt. Landskapstypene ovenfor utgjør henholdsvis 2, 84, 4 og 10 %. Det er således en relativt større andel av skog og jordbruksarealer i nedbørsfeltet. Jordbruksarealene, som er utbredt i de lavereliggende områdene, består av marine sen- og postglasiale leirer, og er svært viktige for den uorganiske stofftransporten til Drammensfjorden.

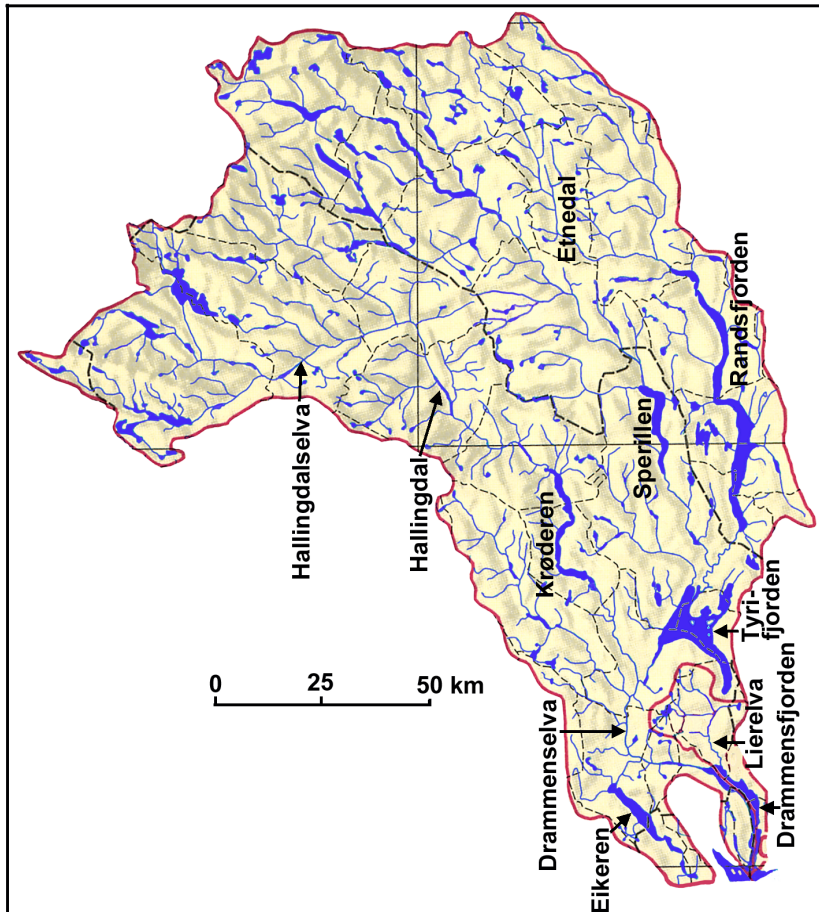
Tilførslene til Drammensfjorden har endret seg gjennom tiden. Fra 500- til 900-tallet var vannføringen i Drammenselva sannsynligvis liten, sammenlignet med i dag pga. tørrere og kaldere klima (Alve, 1991). Fra 1000- til 1300-tallet (Lille Optimum) ble klimaet varmere, med tørre somre og milde våte vintre, noe som ga høyere vannføring i elva. Fra 1300-tallet startet Den lille istid med våte somre og kalde vintre. Forekomsten av våtmarksområder, vannmettet mark, innsjøer, stormhendelser, springflo og leirras økte. Vannføringen i Drammenselva ble høy og Drammensfjorden mottok en større mengde grovere partikulært materiale med et større innslag av terrestrisk organisk materiale. Generelt kan tilførslene til Drammensfjorden i dag deles i en regional tilførsel fra nedbørsfeltet og en mer lokal tilførsel fra menneskelig aktivitet. Det er stor bosetting langs hele vassdraget, men likevel tettest i de lavereliggende områdene.

Årlig vanntilførsel i Drammenselva er ca 10000 (10⁶ m³) ±1% mens Lierelva utgjør bare 2 til 5 % av denne. Stofftransporten til Drammensfjorden består i hovedsak av erosjonsprodukter fra de marine leirene og morenene avsatt etter siste istid. Marin grense ligger på 195 til 200 moh. (Sørensen et al. 1990). Intensivt jordbruk på disse leirene øker partikkeltransporten til fjorden. Særlig Lierelva har et høyt innhold av suspendert partikulært materiale. Den uorganiske transporten er i gjennomsnitt 13 ganger større enn den organiske transporten (beregnet som glødetap og gløderest (Olesen og Elster

1992)), mens i Drammenselva er disse tilnærmet like store. Forskjellene skyldes den høye andelen av lett eroderbare leirer i Lierelvas nedslagsfelt og innsjøenes betydning som "klaringsbassenger" i Drammenselvas nedslagsfelt.

Tilførslene av vann til Drammensfjorden varierer over året og er størst om våren med snøsmelting, først i lavlandet og noe senere i høyfjellet. Lavlandsflommen gir ofte større partikkelmengder ved avrenning fra jordbruksarealer enn høyfjellsflommen. Stor nedbør kan forekomme sensommer og høst og gi høy vannføring. Generelt er konsentrasjonen av suspendert partikulært materiale størst i starten av en periode med høy vannføring. Dette skyldes utvasking av tilgjengelige sedimentet fra skråninger og elvebanker (Hillier 1995). Flomperioder har stor betydning for totaltransporten av uorganisk materiale. Eksempelvis ble det ved storflommen i Glomma i 1995 fraktet like mye suspendert partikulært materiale i flomdagene som i et vanlig år (Helland 1997).

Det uorganiske materialet stammer i høy grad fra senglasielle eller postglasielle marine leirer som i Norge har typisk sammensetning av kvarts, feltspat, kloritt, illitt og vermikulitt (Berry og Jørgensen 1971). Andelen kvarts og feltspat avtar med avtagende kornstørrelse, mens de øvrige øker.



Figur 1. Drammensvassdragets nedbørsfelt

Industriell utvikling langs Drammenselva har hatt stor betydning for tilførsel av organisk materiale og miljøgifter til fjordbassenget. Treforedlingindustri var dominerende industriaktivitet langs Drammenselva fra 1700-tallet til 1980-tallet. I de første årene var industrien dominert av sagbruk med tilførsler av flis til Drammensfjorden (Essendrop 1761; Strøm 1984.). Hundre år senere ble disse tilførslene et problem for fiske i fjorden (Rasch 1873). I perioden 1870-1910 fantes det 16 papir- og cellulosefabrikker langs elva, og i løpet av 1960 var antallet øket til 21 (Baalsrud 1961). Etter hvert

som treforedlingsindustrien ble nedlagt i løpet av 1970- og 1980-tallet opphørte denne typen organisk belastning. Stadig økende aktivitet i jordbruket og økt befolkning sørget imidlertid for fortsatt tilførsler av organisk materiale til fjorden, og på 1980-tallet var tilførslene 14000 – 17000 tonn TOC år⁻¹ (Magnusson og Næs, 1986) og ca. dobbelt så stor som tilførslene fra industrien i området (Alsaker-Nøstedahl 1988). I dag er det innført kjemisk rensing på kloakkutslipp til sjøen og de fleste primære forurensningskildene (direkteutslipp) er under kontroll. Fjorden er imidlertid underlagt det generelle rådet for kostholdsråd på torsk i Oslofjorden, hvor det frarådes å spise lever på grunn av for høye konsentrasjoner av PCB.

3. Feltarbeid og metode

3.1 Partikkelinnsamling i elvene

Miljøgifter transporteres til fjorden med elvene i løst og partikulær form. Når ferskvann blandes med sjøvann skjer en flokkulering og nye partikler dannes. I blandingssonen kan miljøgifter både adsorberes og desorberes fra partikler. Vi mener likevel at ved å få et mål på kvaliteten på partiklene som transporteres til fjorden, vil man få et godt mål på transporten av miljøgifter til fjorden og kvaliteten på partiklene som sedimenterer i indre del av fjorden.

Det ble derfor samlet inn partikler fra Lierelva og Drammenselva. Det ble benyttet en fast installasjon av ISCO-automatisk prøvetaker hvor faste volumer vann ble tatt til faste tider over tid, i de samme periodene hvor det ble gjort målinger i fjorden med sedimentfeller (felleperiode 1 fra 8.9.04-28.10.04, felleperiode 2 fra 28.10.04-29.11.04 og felleperiode 3 fra 12.04.05-2.6.05) (**Figur 2**). Vannet ble ledet til et sedimentasjonskammer (dunker på opp til 1000 liter) hvor partiklene kunne synke ut og prøver tas for kjemisk analyse. Det var viktig å samle tilstrekkelig materiale til kjemiske analyser av organiske miljøgifter, siden tidligere elveovervåkinger mangler denne type data.

Prøvetakeren ble plassert i sørvestre del av Holmen ved utløpet av Drammenselva. Prøvetakingsstedet ble bestemt utfra ønsket om å få med mest mulig av forurensingen fra Drammen by. Stedet er imidlertid relativt langt nede i Drammenselva, og det ble tatt en konduktivitetstest av vannet ved prøvetakerens inntak for å verifisere at vi ikke samlet opp vann fra saltvannskilen. Prøvetakeren i Lierelva ble plassert ved nederste bru før fjorden (ved Gullaug skole). Prøvetakingsstedet ble bestemt utfra ønsket om å få med mest mulig av forurensingen som transporteres ut av Lierelva til fjorden. Stedet er imidlertid så langt nede at det kan ha forekommet oppstuvning av vann ved høy vannstand i Drammensfjorden. Det er likevel ingenting i dataene som tyder på at dette var tilfelle i prøvetakingsperiodene.

Etter hver oppsamlingsperiode ble vannet stående for sedimentering i minst en uke (for at leirpartiklene skulle synke ut) før øverste vannlag ble tappet ut med hevert. I 2004 ble dunkene deretter fraktet inn til NIVA hvor det resterende vannet ble tappet over i 20 liters dunker. Til tross for kraftig oppristing av dunkene satt det fremdeles materiale igjen langs bunnen av dunkene, og det ble brukt slange for kraftig utspyling av materialet. Dunkene ble stående kjølig i en uke før ny uttapping av øvre vannlag med hevert. Deretter ble det bunnfelte materialet sentrifugert ned og frysetørket for analyse av miljøgifter.

Analyseresultatene fra 2004 antydte at prøvene kunne ha blitt kontaminert med kobber og bly. Det ble foretatt en kontroll og noen prøver ble da forkastet.



Figur 2. Oppsett for prøvetaking av store mengder vann for oppsamling av partikler i Drammenselva

Data om sedimenttransport i Drammenselva er hentet fra overvåkingsprogrammet RID (Riverine Inputs and Direct Discharges to Norwegian Coastal Waters - OSPAR Commission). Tilsvarende overvåking foregår ikke i Lierelva. Sedimenttransporten her ble derfor beregnet ut fra vannprøver (1Liter) tatt med automatisk prøvetakingsutstyr (ISCO) høsten 2004 og våren 2005. Prøvene ble analysert for suspendert organisk og uorganisk tørrstoff. For å få et enda bedre datagrunnlag ble det i tillegg innhentet informasjon fra andre undersøkelser i elva. Dette inkluderer en NVE-rapport (Olsen og Elster, 1992), direkte informasjon fra NVE vedrørende samme rapport, samt informasjon fra en hovedfagsoppgave ved Universitetet i Oslo (Nordseth 1974).

3.2 Tilførsler fra kommunale avløp

For å få en hensiktsmessig og håndterlig inndeling av avløpsnettlet ble avløpene fra Drammen delt inn i tre områder. Dette er Bragernessiden, Strømsønsiden og Holmen. Lier er sett på som en enhet. Utslippene er derfor splittet opp på disse fire områdene. Bragernessiden og Strømsønsiden betjenes både av såkalt fellesavløpssystem og separatavløpssystem. I fellesavløpssystemet transporteres både spillvann fra husholdninger, næringsliv og offentlige institusjoner, drens vann fra bygningskonstruksjoner og overvann fra de tette overflatene. Overvannet oppstår i nedbørsperioder og ved snøsmelting og strømmer da i de samme rørene som spillvannet. Når rørene får for mye overvann trer overløpene i funksjon og urensset avløp renner da rett ut i resipienten. I separatavløpssystemet dreneres overvannet fra tette flater i egne ledninger og renner rett ut til resipientene urensset. Spillvannet går også i egne separate ledninger som går til avløpsrensningene Muusøya og Solumstrand. I de to nevnte områdene anslår kommunen at ca. 45 % betjenes av separatavløpssystem og 55 % av fellesavløpssystem.

Det er dermed tre bidrag fra disse to områdene:

- a) Overvann fra tette flater i separatavløpssystemene, som renner helt urensset ut.
- b) Overløpsvann fra fellesavløpssystemene, som består av overvann fra tette flater og spillvann.
- c) Renset avløpsvann fra avløpsrenseanleggene Muusøya og Solumstrand.

I bydelen Holmen har man bare separatsystem. Holmen har ikke eget renseanlegg, og spillvannsavløpet overføres derfor til avløpsrenseanlegg. Det blir da bare overvann fra tette flater i separatsystemet som bidrar her.

I Lier har man i de deler som drenerer til Drammenfjorden, bare 11 % fellessystem og 89 % separatsystem. Spillvannet renses i Linnæs avløpsrenseanlegg. Fra Lier blir det derfor også tre bidrag:

- Overvann fra tette flater i separatavløpssystemene.
- Overløpsvann fra fellesavløpssystemene (overvann fra tette flater og spillvann).
- Renset avløpsvann fra avløpsrenseanlegget Linnæs.

3.2.1 Utslippsmengder pr. år fra tette flater.

Areal av tette flater.

De tette flatenes areal er i Drammen fremskaffet av Drammen kommune ved hjelp av digitale kart og GIS-systemer. For Lier har Buskerud fylkeskommune fremskaffet tilsvarende arealer. Dette er gjort i forbindelse med Elisabeth Nesses mastergrad utført ved NGI. (Neset 2005)

Arealene av tette flater for Lier (**Tabell 1**) ligger bare i de områdene som drenerer til Drammensfjorden.

Arealfordelingene er som følger:

Tabell 1. Arealdata for Drammen og Lier. (Elisabeth Nesse 2005)

| Type areal | Strømsø Areal i km ² | Bragernes Areal i km ² | Holmen Areal i km ² | Lier Areal i km ² |
|------------------------|---|---|--|--|
| Vei-ÅDT 30000 | 0,064638 | 0,015082 | 0 | 0,032832 |
| Vei- ÅDT 5000 | 0,185063 | 0,0494 | 0 | 0,019443 |
| Sentrumsområder | 0,486473 | 0,883264 | 0 | 0,486473 |
| Industri | 1,224263 | 0,416928 | 0,506592 | 1,550157 |
| Blokkområder | 0,891446 | 0,045588 | 0 | 0,014169 |
| Rekkehusområder | 0,080069 | 0,018834 | 0 | 0,22784 |
| Eneboligområder | 5,094158 | 1,066458 | 0 | 0,643428 |

ÅDT = Midlere årsdøgntrafikk i kjøretøy pr. døgn.

Volumavrenning fra tette flateareal

For å kunne beregne avrent mengde miljøgifter i kg/år må man i tillegg til en gjennomsnittlig konsentrasjon også ha den overvannsmengden som miljøgiften er utblandet i. I det følgende beskrives en metode hvor man bruker arealene til de tette flatene direkte for å kunne beregne avrent volum.

Følgende formel er benyttet som beregningsmetode for volumavrenning (Statens Naturvårdsverk 1983):

$$Q_{\text{år}} = a \times A \times (P-b) \times 10^{-3}$$

$Q_{\text{år}}$ = Avrent volum over året i m³

a = andelen deltagende aktive tette flater som dreneres til overvannssystemet. (En del tette flater drenerer direkte ut på permeable felter. For eksempel hustak avløp direkte ut i egen have.)

A = Totalareal tette flater i avrenningsområdet i m².

P = Total nedbør over et middelår (mm/år)

b = Totalt tap av vann p.g.a. fordampning. (mm). For områder med stor helning > 1,5 % kan man bruke ca. 50 mm/år, og for flatere områder ca. 100 mm/år.

Videre kan en bruke verdier fra **Tabell 2** for å anslå andelen av tette flater (%) i ulike typer feltområder, samt andelen av disse som drenerer direkte til avløpsledningsnettet.

Tabell 2. Normale verdier for andel tette flater og andel deltagende tette flater i "rendyrkede" typeområder i byer i forhold til arealbruk Lindholm 2004.

| Type område | Tette flater i % av totalt areal | Andel deltagende tette flater |
|--------------------|----------------------------------|-------------------------------|
| Villa / eneboliger | 10-20 | 0,55 |
| Rekkehus | 20-40 | 0,6 |
| Blokk | 40-50 | 0,65 |
| Sentrumsområder | 80-90 | 0,9 |
| Veger | 100 | Vurderes lokalt |

I beregningene er middelverdiene fra **Tabell 2** brukt.

Middelnedbøren for Drammen og Lier i perioden 1961 -1990 er henholdsvis 830 og 860 mm pr. år.

Miljøgiftkonsentrasjoner i overvann fra tette flater.

Tabell 3 viser forslag til sjablongkonsentrasjoner av miljøgifter for overvann fra tette flater. Verdiene i **Tabell 3** er i henhold til modellen StormTac, som midlere nivåer på miljøgiftinnhold i overvann fra tette flater (Larm 2004).

Tabell 3. Forslag til sjablong-konsentrasjoner i overvann fra tette flater ($\mu\text{g/l}$) Larm 2004.

| Type område | Antatt konsentrasjon i overvann | | | | | | | StormTac | | |
|-----------------|---------------------------------|----|----|-----|-----|------|-----|----------|-------|------|
| | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn | PAH | BaP | PCB |
| Vei-ÅDT 30000 | 0,44 | 5 | 72 | 0,1 | 4,4 | 31 | 197 | 1,5 | 0,04 | 0,01 |
| Vei-ÅDT 5000 | 0,24 | 1 | 38 | 0,1 | 1,2 | 13,5 | 62 | 0,8 | 0,007 | 0,01 |
| Sentrumsområder | 1 | 5 | 30 | 0,1 | 10 | 40 | 140 | 0,6 | 0,1 | |
| Industri | 1 | 5 | 70 | 0,1 | 10 | 40 | 330 | 1 | 0,15 | 0,01 |
| Blokkområder | 0,7 | 12 | 60 | 0,1 | 15 | 20 | 140 | 0,6 | 0,1 | 0,01 |
| Rekkehusområder | 0,6 | 6 | 40 | 0,1 | 15 | 15 | 110 | 0,6 | 0,1 | 0,01 |
| Eneboligområder | 0,5 | 4 | 35 | 0,1 | 6 | 10 | 100 | 0,6 | 0,1 | 0,01 |

3.2.2 Beregning av utslipp fra overløp i fellesavløpssystemer.

Overløpsvannet består av overvann fra flatene, spillvann fra husholdninger, næringsbygg og offentlige bygg, samt rørsedimenter som spyles ut i regnværperioder. Disse rørsedimentene gjør konsentrasjonsberegningene vanskelig, fordi partikler i spillvannet sedimenterer i rørsystemet i tørrvær. Det kan ligge store slammengder, bygget opp i tørrværperiodene i rørene. Disse spyles så plutselig ut i korte episoder med regnvær. Forurensede rørsedimenter kan derfor være dominerende i utslippet av overløpsvann. Av overløpets totalmengde er normalt overvannets andel betydelig større enn spillvannets andel, regnet i m^3 pr. år. **Tabell 4** viser benyttede sjablongverdier for overløpsvann.

Tabell 4. Forslag til konsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) av metaller og organiske miljøgifter i urensset overløpsvann (Lindholm 2004).

| Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn | PAH | BaP | PCB |
|-----|----|----|-----|----|----|-----|-----|-----|------|
| 1,0 | 8 | 75 | 0,1 | 10 | 15 | 140 | 0,9 | 0,1 | 0,01 |

Kadmiumkonsentrasjonene vist i tabell 4 er høye i forhold til i overvann og spillvann på grunn av rørvleiringer som spyles ut i fellesavløpssystemene.

BUVA, som utfører driftsoppgaver i Drammen og Lier på vegne av kommunene, anslår at overløpsutslippet på Strømsø siden er ca. $1,049 \text{ mill. m}^3$ pr. år og på Bragernessiden ca. $390\,000 \text{ m}^3$ pr. år. Dette er svært mye overløpsutslipp, særlig på Strømsø siden, og må skyldes at overløpene har en meget lav overløpsinnstilling slik at disse trer i kraft selv ved små regnskyll og snøsmelting.

På Holmen er det bare separatsystem og derfor ikke noe overløpsutslipp. I Lier er det en meget liten andel fellessystem og i et normalår anslår BUVA at det praktisk talt ikke går noe i overløpene.

3.2.3 Utslipp fra avløpsrenseanleggene.

BUVA regner med at i 2004 hadde renseanleggene følgende mengder avløp i løpet av året:

| | |
|-------------|---------------------------|
| Solumstrand | 8,36 mill. m ³ |
| Musøya | 4,6 mill m ³ |
| Linnes | 3,5 mill m ³ |

Tabell 5 viser konsentrasjoner av miljøgifter i utløpet som BUVA har målt på Solumstrand i 2004. Disse verdiene er brukt i bergningene for alle tre avløpsrenseanleggene.

Tabell 5. Konsentrasjoner (µg/l) av metaller og organiske miljøgifter i avløp fra Solumstrand renseanlegg.

| Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn | PAH | BaP | PCB |
|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|
| 0,08 | 2,2 | 9,2 | 0,015 | 2,2 | 1,06 | 17,3 | 0,3 | 0,1 | 0,01 |

3.3 Datering av sedimentkjerner

I forbindelse med prøvetaking av bunnsedimenter (30. november 2004) for kjemiske analyser av miljøgifter (NGI 2004), ble det tatt sedimentkjerner ved hjelp av en ”gravity corer” (Niemistö) for aldersdatering ved hjelp av ^{210}Pb metoden. Det var ønskelig med en kerne fra hvert av delområdene: utløpet av Lierelva, Lierstranda, Solumstranda og ved Tangenbanken ytre. Dette er 4 av de 7 områdene hvor sedimentfeller er utplassert jfr. **Figur 4** og **Tabell 7**. Det lyktes å ta gode sedimentkjerner fra alle områdene med unntak av ved utløpet av Lierelva. Sedimentkjernene ble snittet i 1cm tykke skiver fra overflaten og ned til 20 cm, deretter i 2 cm skiver i resten av kjernens lengde. Informasjon om prøvetaking og sedimentkjernene er gitt i **Tabell 6**.

Prøvene ble veid, frysetørket og veid igjen for bestemmelse av vanninnhold. Prøvene ble deretter sendt til DHI (Danmarks Hydrauliske Institutt), for aldersdatering (6.Vedlegg A.). I vedlegget finnes også informasjon om analysemetoden som er benyttet.

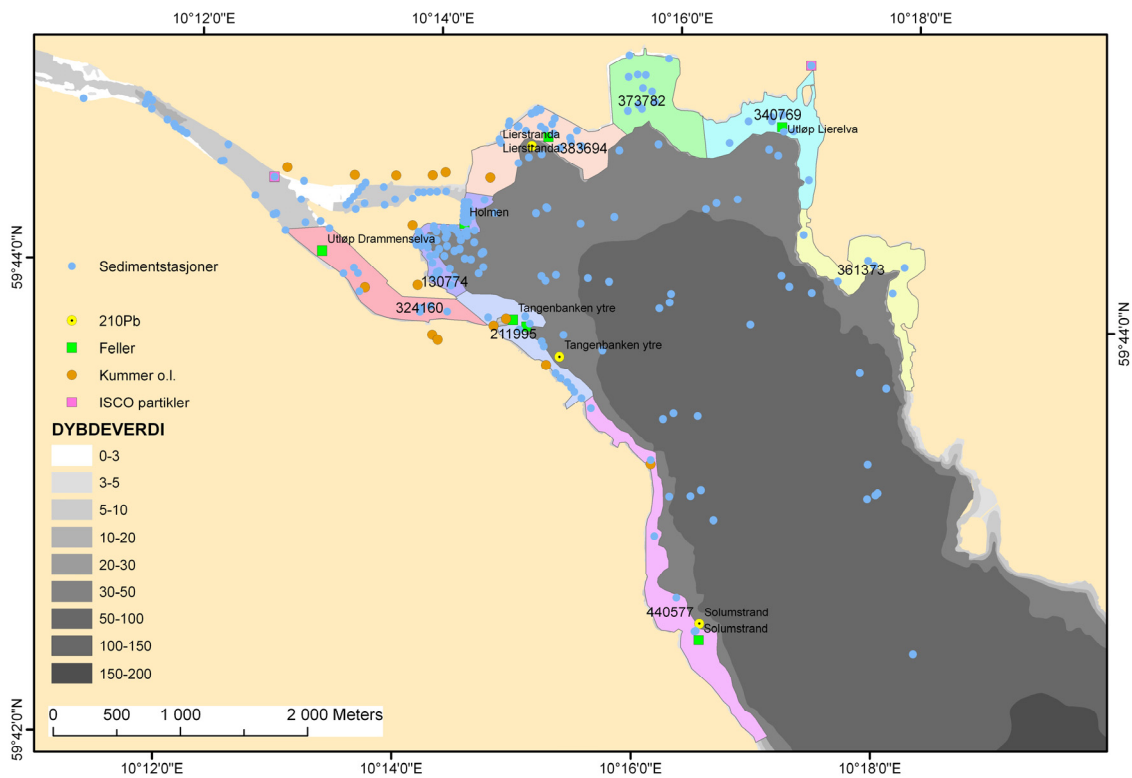
Tabell 6. Beskrivelse av sedimentkjerner for ^{210}Pb -datering fra indre del av Drammensfjorden 30.11.04.

| Stasjon | Vann-dyp (m) | Kjerne lengde (cm) | Beskrivelse | Posisjon N | Posisjon E |
|--------------------|--------------|--------------------|--|------------|------------|
| Lierstranda | 24 | 33 | Oksisk brun overflate, deretter fast grå leire. Bioturbert* ned til 10cm, deretter løsere grå leire. Oljefilm i snittene fra 10 til 25cm, deretter fastere sediment. | 59 44.623 | 10 14.812 |
| Tangenbanken indre | 32 | 30 | Oksisk brun overflate, bioturbert ned til 10cm. Mye lik Lierstranda. Oljefilm i snittene. Innslag av flis ved 30cm. (Måtte ut til 30m vanddyb for å få tilfredstillende kjerne. Grunnere var sedimentene mye mer bioturbert*, synlig ned til 20cm) | 59 43.740 | 10 15.168 |
| Solumstrand | 26 | 29 | Oksisk brun overflate, deretter svart leirig sediment med noe børstemark. Overgang fastere grå leire ved 18cm. | 59 42.649 | 10 16.499 |

*Bioturbert=graving av sedimentlevende dyr



Figur 3. Situasjonsbilde fra prøvetaking av sedimentkjerner til ^{210}Pb datering i Drammensfjorden (©foto Alfred de Haas)



Figur 4. Stasjonsplassering for prøvetaking av partikler i elver, kummer, sedimentkjerner til ^{210}Pb -datering og sedimentfeller. Fargede felt angir delområdene ut til 20m vandndyp. Arealet for hvert delområde er angitt i m².

3.4 Sedimentfeller

Det ble satt ut sedimentfeller på 7 stasjoner fra Tangenrenna til Lierelvas utløp og ned til Solumstrand renseanlegg (**Figur 4**). Stasjonene ble valgt med det mål å dekke tiltaksområdet, samt å belyse ulike sedimentasjonsforhold i grunnområdene i indre fjord. Fellene sto ute i tre perioder, periode 1 fra 8.9.04-28.10.04, periode 2 fra 28.10.04-29.11.04 og periode 3 fra 12.04.05-2.6.05. Oversikt over stasjonene og periodene fellene sto ute er gitt i Vedlegg C.

Fellene består av to sylindere slik at man oppnår to parallelle prøver per stasjon (**Figur 5**). Ved utsetting ble fellene tilsatt formalin for konservering av organisk materiale. Ved innhenting ble prøvene oppbevart kjølig (4°C) frem til opparbeiding i laboratoriet. Der ble felle materialet skylt gjentatte ganger i destillert vann og sentrifugert for å fjerne salt. Prøvene ble deretter frysetørket og mengde sedimentert materiale veid. Basert på arealet av sedimentfellene og mengde sedimentert materiale ble fluksen (mg/m²/dag) beregnet. Basert på arealet av de ulike delområdene (**Tabell 7**) fellene er antatt å representere, er totalfluksen til delområdene beregnet.



Figur 5. Sedimentfeller for utplassering i Drammensfjorden

Tabell 7. Delområder i tiltaksområdet med tilhørende arealer.

| NR | OMRÅDE | AREAL (m ²) | Arealbruk |
|-----|-------------------|-------------------------|------------------------------------|
| 1-1 | Solumstrand | 440577 | Rekreasjon, Badeplass |
| 1-2 | Tangenbanken | 211995 | Havn, Industri, Småbåthavn |
| 1-3 | Strømsløpet | 324160 | Havn, Industri, Småbåthavn |
| 2 | Holmen | 130774 | Havn, Industri, Småbåthavn |
| 3 | Lierstranda | 383694 | Rekreasjon |
| 4 | Gillhusbukta | 373782 | Utredet av Multiconsult |
| 5 | Lierelva | 340769 | Verneområde, Badeplass, Rekreasjon |
| 6 | Gullaug/Essobukta | 361373 | Rekreasjon |

3.5 Kjemiske analyser

Elveprøver og sedimentfelleprøver ble analysert for kadmium, krom, kobber, kvikksølv, nikkel, bly, sink, polyklorerte bifenylter (PCB7), plantevernmiddelet DDT, polyaromatiske hydrokarboner (PAH16), inklusive Benzo(a)pyren (BaP), tinnorganiske forbindelser (TBT, DBT, MBT) og total organisk karbon (TOC). Alle analyser er utført ved NIVAs laboratorium, og resultatene er oppgitt på tørrvektbasis. Analysemetodikk er gitt i Vedlegg A. .

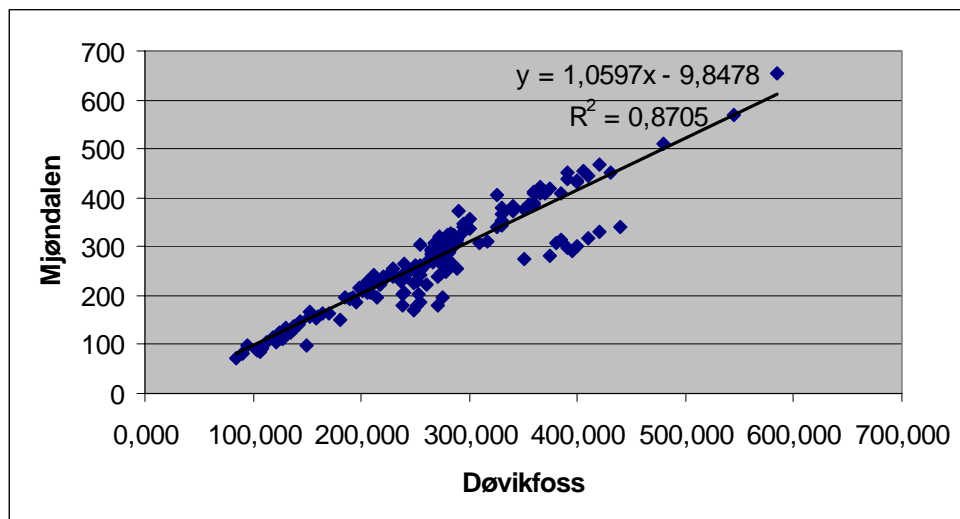
4. Resultater og diskusjon

4.1.1 Vannføring i Drammens- og Lierelva

Drammenselva

Vannføringen i Drammenselva ved Mjøndalen Bru kan baseres på driftsvannføringen ved Døvikfoss kraftstasjon. Denne er ganget med en faktor på 1,0629 for å få med det resterende feltet nedstrøms Døvikfoss. NVE opprettet i 2004 en ny vannføringsstasjon ved Mjøndalen bru, Stasjon 12.534.0, men denne var høsten 2004 så ny at den ikke ble benyttet i beregningene. Døvikfoss ble dessuten benyttet for å fremskaffe data til en såkalt *slamføringskurve* (se avsnitt 4.1.2, under), da denne kurven er basert på data for sedimentkonsentrasjoner og vannføring tilbake til 1999.

Data fra stasjon 12.534.0 Mjøndalen bru er benyttet for å beregne sedimenttransporten våren 2005 fordi data for vårsesongen 2005 fra Døvikfoss kraftstasjon ikke er blitt innsendt til NVE. Kvaliteten på data fra Mjøndalen bru ble vurdert gjennom å korrelere data for Døvikfoss og Mjøndalen bru som vist i **Figur 6**. Dataene er basert på døgnverdier for perioden 15.06.2004 – 31.12.2004. Som kurven viser er det relativt god korrelasjon mellom de to stasjonene.



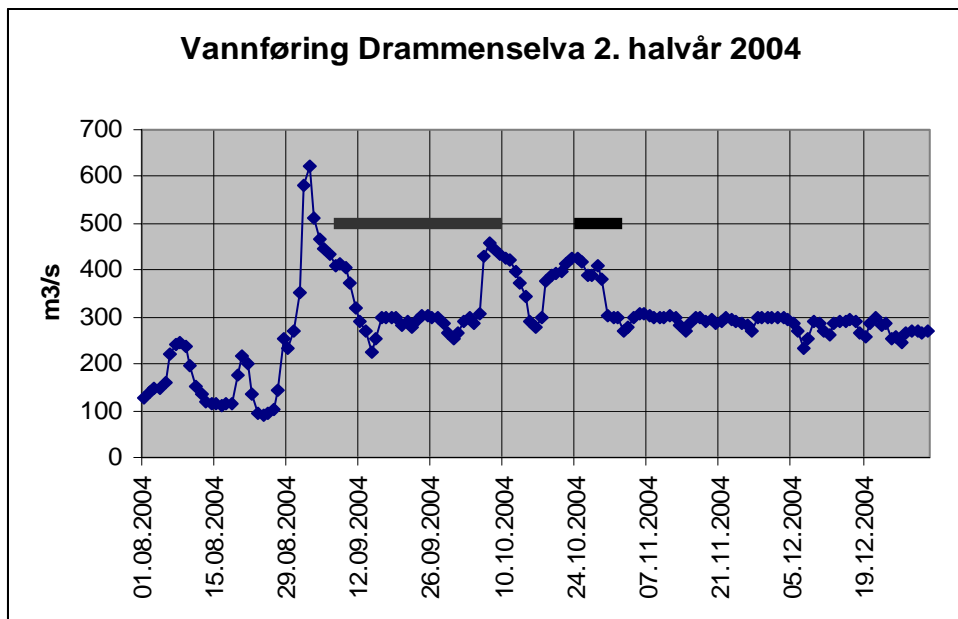
Figur 6. Korrelasjon mellom de to vannføringsstasjonene som er benyttet i Drammenselva, Døvikfoss og Mjøndalen bru.

I 2004 varierte døgnlig middelvannføring i Drammenselva ved Døvikfoss fra 90 til 1164 m³/s; den laveste vannføringen var i slutten av august og den høyeste under snøsmeltingen i mai. Høyeste

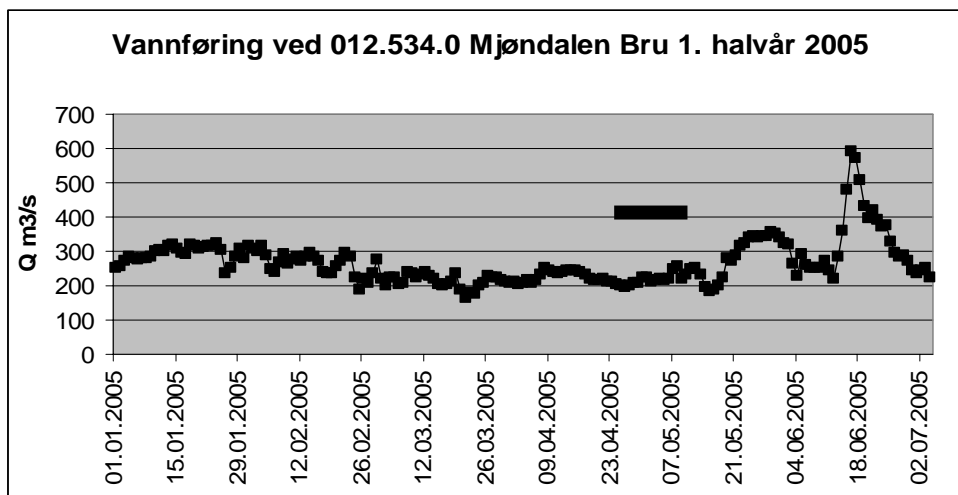
vannføring høsten 2004 var $622 \text{ m}^3/\text{s}$. I de to prøvetaksperiodene høsten 2004 varierte vannføringen mellom $225\text{--}457 \text{ m}^3/\text{s}$.

Våren 2005 var gjennomsnittlig døgnvannføring $265 \text{ m}^3/\text{s}$ i perioden 1. januar – 4. juli (målt ved Mjøndalen bru). Maksimal døgnvannføring inntraff i midten av juni og var på $590 \text{ m}^3/\text{s}$; mens laveste døgnvannføring på $165 \text{ m}^3/\text{s}$ inntraff den 21. mars.

Figur 7 og **Figur 8** viser vannføringen hhv høsten 2004 og våren 2005 med prøvetaksperiodene for suspendert materiale til miljøgiftanalyse inntegnet. Man lyktes således med innsamlingen av partikulært materiale under relativt høy vannføring i 2004, mens våren 2005 ble noe annerledes enn forventet med lite snøsmelting og relativt lav vannføring i begynnelsen av vårperioden.



Figur 7. Vannføring i Drammenselva 2. halvår 2004 basert på vannføring ved Døvikfoss kraftstasjon. Sorte rette linjer viser perioden for prøvetaking av suspendert materiale til miljøgiftanalyse.

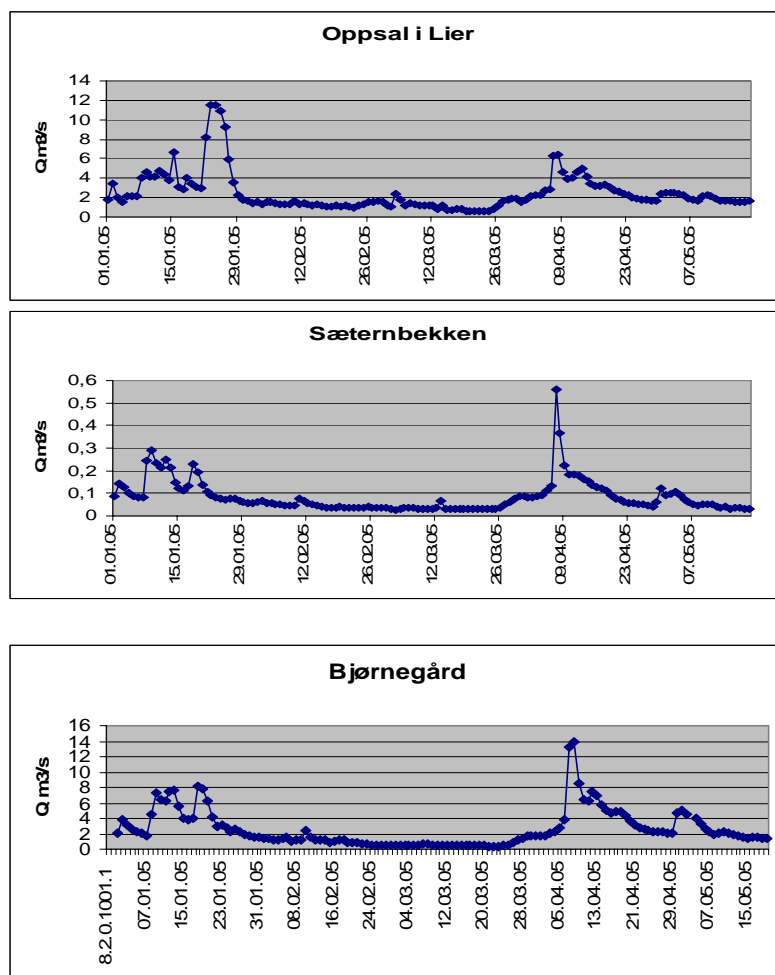


Figur 8. Vannføring i Drammenselva 1. halvår 2005 fra Stasjon 012.534.0 Mjøndalen bru. Sort horisontal, rett linje viser perioden for prøvetaking av suspendert materiale til miljøgiftanalyse.

Lierelva

Vannføringen i Lierelva måles ved NVE-Stasjon 011-06 Oppsal. Feltarealet oppstrøms Oppsal er på 223 km², samlet feltareal for Lierelva er 307 km². Vannføringen ved Oppsal ble derfor oppskalert med en faktor på 1,37 for å få tilnærmet vannføring ved utløpet av Lierelva.

Vannstand-/vannføringsdata for 2005 er ikke kvalitetssikret eller korrigert for isoppstuvning av NVE før neste år. For å vurdere kvaliteten på data fra Oppsal i 2005 ble derfor data fra to stasjoner i nabovassdraget Sandvikselva benyttet; 008-06 Sæternbekken og 008-02 Bjørnegård, jfr. **Figur 9**. Det fremgår av denne sammenligningen at den høye vannføringen i Liervassdraget i slutten av januar 2005, ikke gjenfinnes i samme grad ved de to andre stasjonene. Dette kan derfor være resultatet av en isoppstuvning eller en annen feil ved målingen. Imidlertid er det vannføringen i april og mai som er av størst interesse for dette prosjektet, og her er verdiene normale sammenlignet med de to andre stasjonene. Konklusjonen er derfor at vannføringen ved Oppsal kan benyttes til å beregne transporttall under prøvetaksperioden, men ikke til å beregne transport i vinterhalvåret før NVE har korrigert dataene. Dette medfører videre at årstransport for sedimenter i Lierelva ikke lar seg beregne nå.

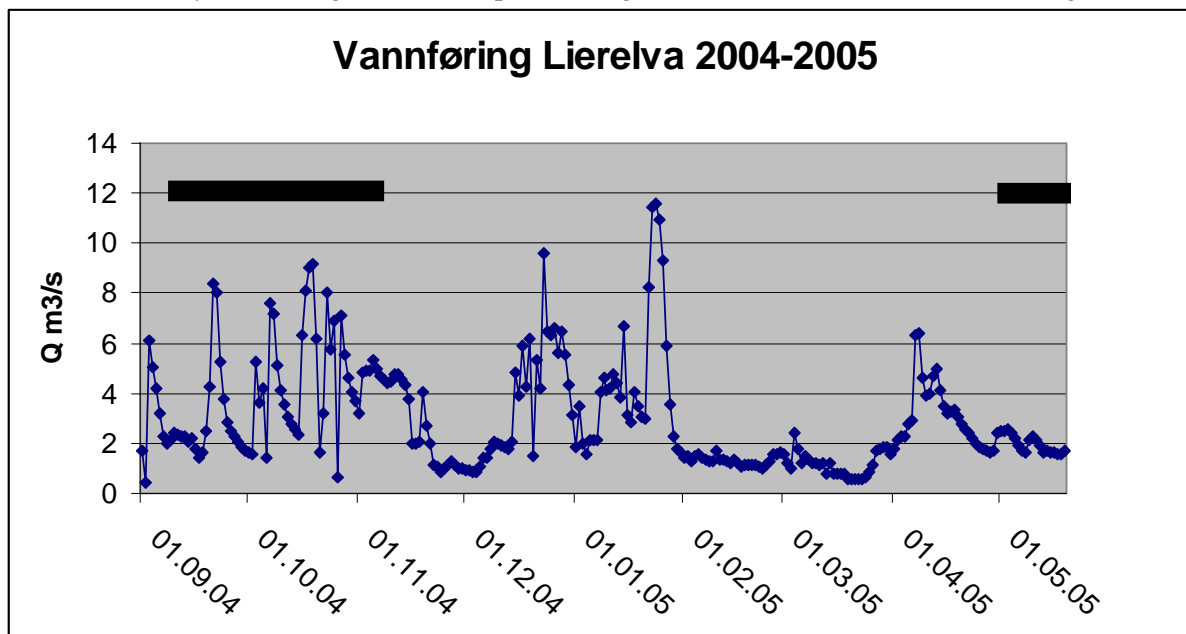


Figur 9. Sammenligning av vannføring i Lierelva og Sandvikselva første halvår 2005.

Døgnlign middelvannføring i Lierelva ved Oppsal høsten 2004 og våren 2005 varierte mellom 0,4 og 11,5 m³/s; med et gjennomsnitt på ca. 3 m³/s. Oppskalert gir dette vannføringsvariasjoner ved utløpet på ca. 0,5 – 15,8 m³/s, med en middelvannføring på ca. 4 m³/s. Som nevnt over er imidlertid den

høyeste vannføringen, målt i januar 2005, noe tvilsom da dataene ikke er kvalitetssikret for bl.a. isoppstuvning.

Figur 10 viser vannføringen høsten 2004 og våren 2005 med prøvetakingsperiodene for miljøgifter i suspendert partikulært materiale inntegnet. Som for Drammenselva lyktes det i 2004 å samle materiale under relativt høy vannføring, mens 2005 prøvetakingen sammenfalt med lavere vannføring.

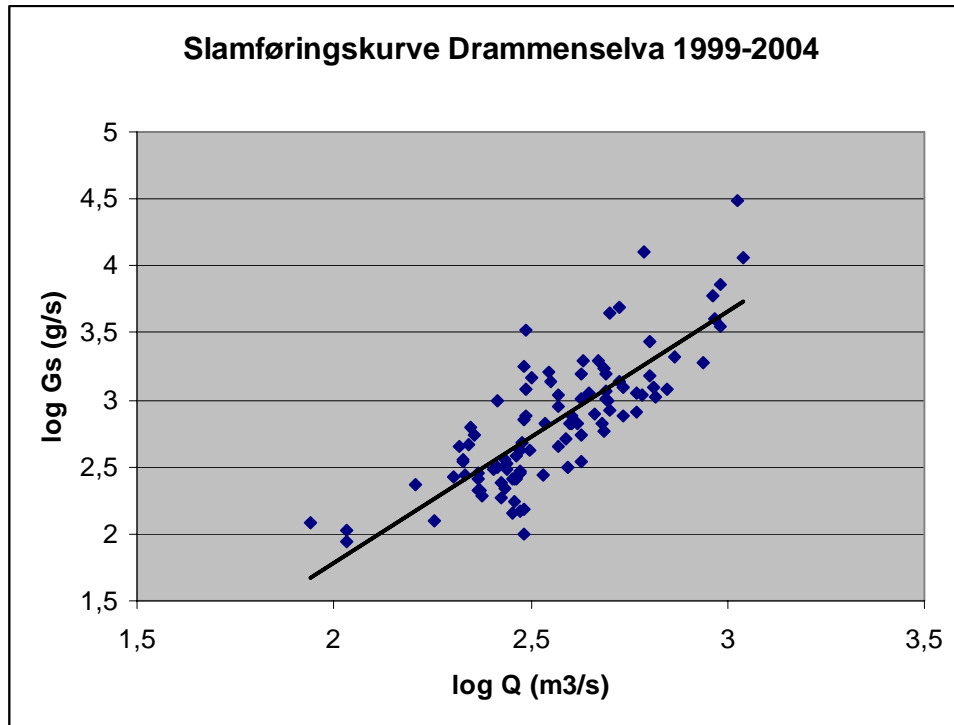


Figur 10. Vannføring i Lierelva ved Oppsal 2. halvår 2004 og 1. halvår 2005. Sorte horisontale, rette linjer viser perioden for prøvetaking av samleprøver til miljøgiftanalyse.

4.1.2 Sedimenttransport i Drammens- og Lierelva

Sedimenttransport i Drammenselva er beregnet ut fra data fra overvåkingsprogrammet RID, som NIVA nå utfører for SFT (Aquateam gjennomførte prosjektet i perioden 1999-2003, jf. Weideborg m.fl. 2001, 2002, 2003 og 2004). I tillegg er det benyttet egne data fra et samarbeidsprosjekt (Elvetilførselsprogrammet) mellom NVE og NIVA. Vannprøvene i Elvetilførselsprogrammet tas månedlig ved Mjøndalen Bru; om våren samt tre ganger i mai og tre ganger i juni.

Sedimenttransporten i Drammenselva ble beregnet gjennom å konstruere en såkalt slamføringskurve (**Figur 11**), som er den logaritmiske kurven for vannføring (Q , m^3/s) og sedimenttransport (G_s ; g/s). Sedimenttransporten er fremkommet gjennom å gange sedimentkonsentrasjonen (data fra Elvetilførselsprogrammet) med vannføringen (basert på data fra Døvikfoss). Det ble benyttet data for perioden 1999 til og med 2004.



Figur 11. Slamføringskurve for Drammenselva, konstruert med data fra elvetilførselsprogrammet fra 1999-2004.

Forholdet mellom sedimenttransport og vannføring kan da uttrykkes ved

$$G_s = 0,01035 Q^{1,88}$$

$$(R^2 = 0,65)$$

Hvor G_s er gitt i gram/sekund og Q i m^3/s .

Basert på slamføringskurven ble årstransporten i Drammenselva ved Mjøndalen Bru beregnet til 19.000 tonn i hele 2004. Gjennomsnittlig døgnlig slamføring i 2004 var 52 tonn. **Tabell 8** gir tall for slamføringen i de aktuelle prøvetakingsperiodene.

Tabell 8. Sedimenttransport og vannføring i Drammenselva 2004.

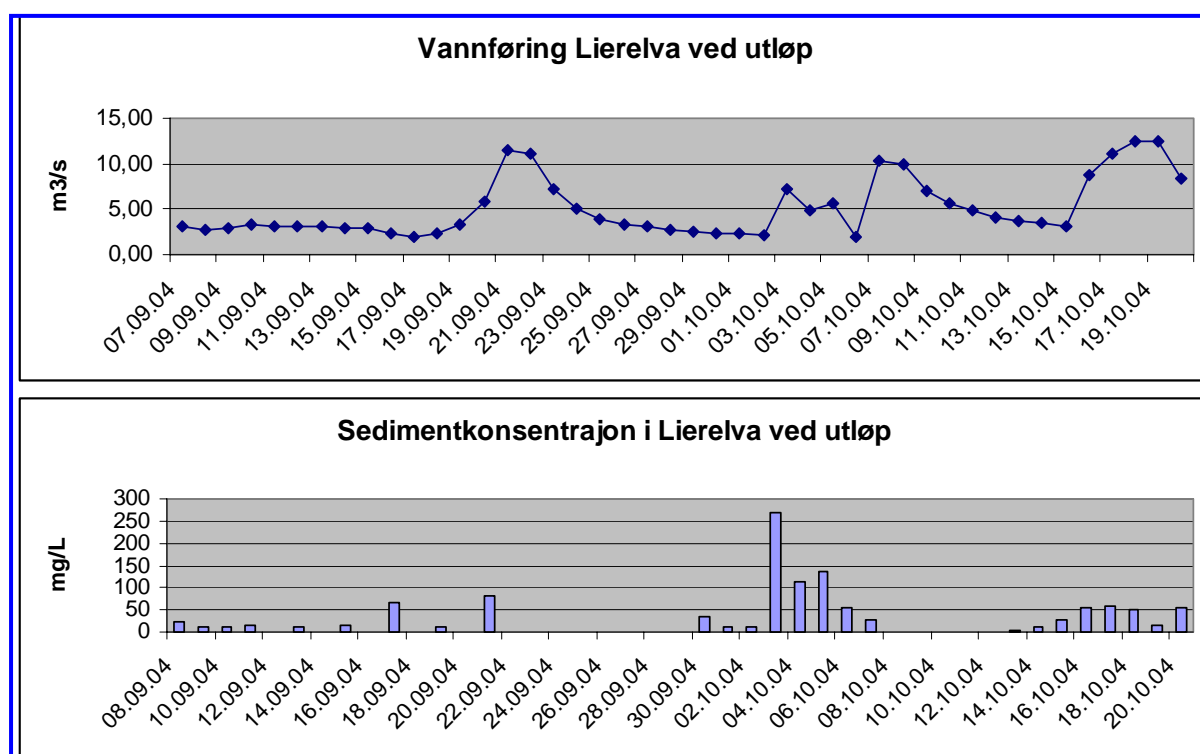
| Periode | Dato | Total Sedimenttransport (tonn/periode) | Gjennomsnittlig sedimenttransport (tonn/dag) | Snittvannføring per døgn (m^3/s) |
|-------------------|------------------|--|--|---|
| Hele 2004 | 01.01 – 31.12.04 | 19.000 | 52 | 313 |
| 1. felleutsetting | 08.09 – 28.10.04 | 2719 | 53 | 340 |
| 2. felleutsetting | 29.10 – 29.11.04 | 1278 | 40 | 296 |
| Vår 2005 | 01.01 – 30.06.05 | 6128 | 34 | 266 |
| 3. felleutsetting | 12.04 – 02.06.05 | 1560 | 30 | 251 |

Til sammenligning viser beregninger fra Elvetilførselsprogrammet i perioden 2000 – 2003 store variasjoner i årlig sedimenttransport. I 2000 var transporten beregnet til 79.000 tonn, i 2001 til 27.000; i 2002 til 16.000 og i 2003 ga beregningene et anslag på 19.000 tonn (Weideborg et al. 2001; 2002; 2003; og 2004). Dette prosjektets anslag på ca. 19.000 tonn er derfor innenfor rammene av tidligere

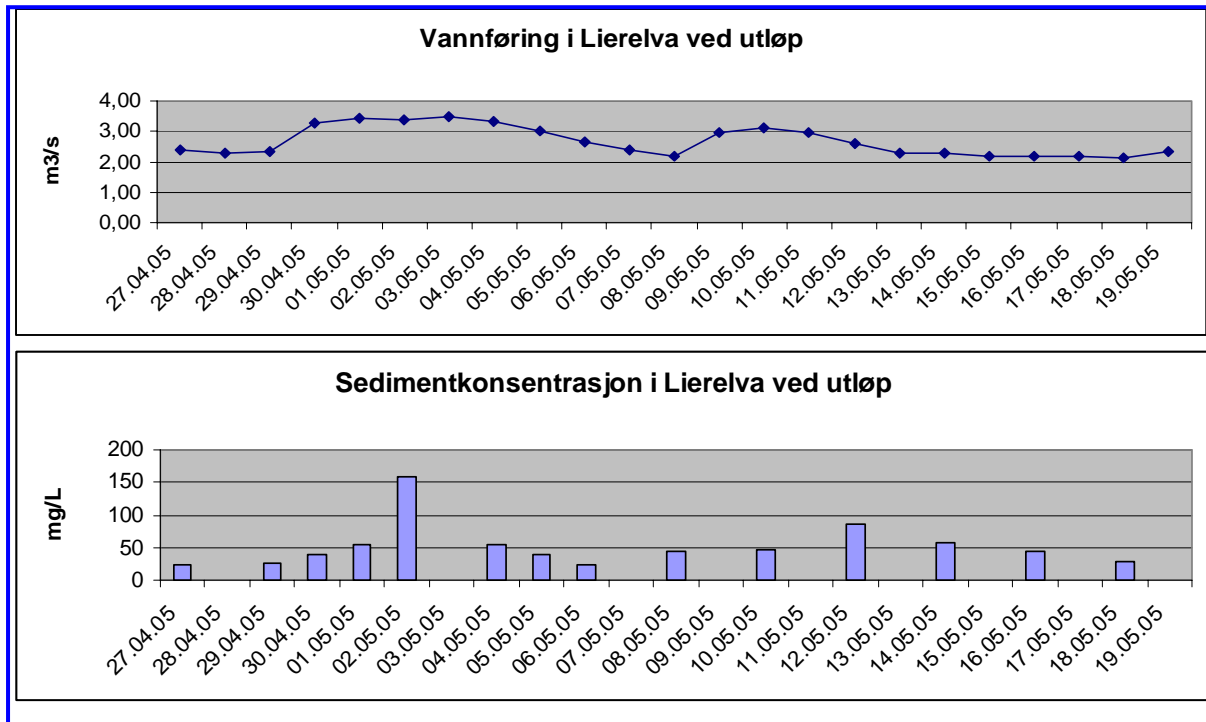
beregnet transport i vassdraget. De store variasjonene viser imidlertid at man ikke uten videre kan bruke dette prosjektets data til å estimere transporten i kommende år.

For Lierelva ble det tatt separate vannprøver for analyse av sedimentkonsentrasjoner, jf. tabell over suspendert organisk og uorganisk (gløderest) partikulært materiale i Vedlegg B. Beregnet vannføring og sedimenttransport ved utløpet av Lierelva høsten 2004 er vist i **Figur 12**. **Figur 13** viser tilsvarende for våren 2005.

Ved høy sedimenttransport består sedimentene hovedsakelig av uorganisk materiale. Den organiske andelen av suspensjonsmaterialet varierte mindre enn den uorganiske, og var gjennomsnittlig på ca. 6 mg/l, med en variasjon på 2 og 24 mg/l. Når totaltransporten er lav kan den organiske andelen utgjøre halvparten av transporten, mens den reduseres til noen få prosent når totaltransporten øker. Den uorganiske transporten varierte mellom 3 og 246 mg/l.



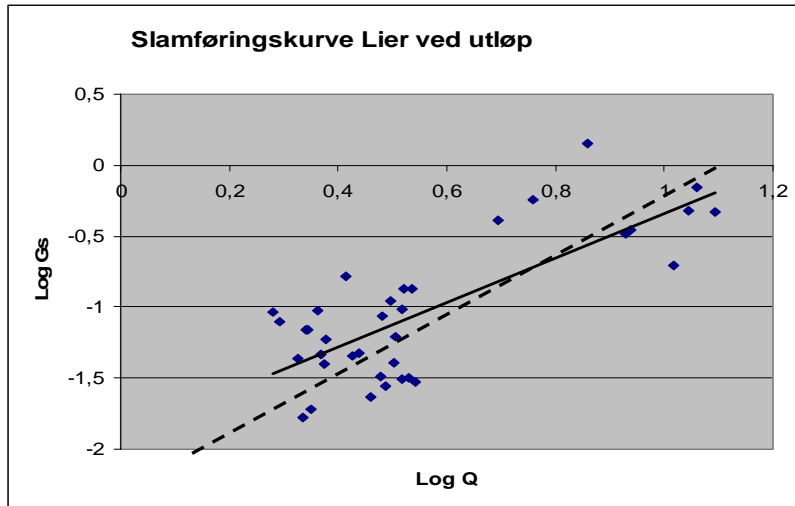
Figur 12. Sedimentkonsentrasjon og vannføring ved utløpet av Lierelva under prøvetakingsperioden høsten 2004. Merk at manglende søyler ikke står for null-konsentrasjon, men for manglende data.



Figur 13. Sedimentkonsentrasjon og vannføring ved utløpet av Lierelva under prøvetaksperioden våren 2005. Merk at manglende søyler ikke står for null-konsentrasjon, men for manglende data.

Forutsetter man at sedimentkonsentrasjonen i vannet det øyeblikket prøven ble tatt kan representere gjennomsnittskonsentrasjonen den dagen, kan sedimenttransporten (G_s ; g/s) beregnes som sedimentkonsentrasjonen (C_s , mg/l) ganget med gjennomsnittlig døgnvannføring (Q , m³/s). Dette gir midlet daglig transport for de dagene hvor man har sedimentkonsentrasjonsmålinger. Gjennomsnittlig sedimenttransport for de målte dagene var ca. 250 g/l (jf. Vedlegg B.). Transporten varierte imidlertid kraftig, fra 20 g/l den 13. oktober 2004 til nesten 2000 g/l ti dager tidligere, den 3. oktober. Det er sannsynlig at døgnttransporten kan være adskillig høyere særlig ved høye vannføringer.

I de dagene hvor man ikke hadde målinger, ble sedimenttransporten beregnet på samme måte som i Drammenselva, dvs. ved hjelp av en slamføringskurve (**Figur 14**).



Figur 14. Slamføringskurve for Lierelva 2004 og 2005 (heltrukken linje). Brutt linje er tilsvarende kurve fra data fra 1970 (Solbakken 1974)

Forholdet mellom sedimenttransport og vannføring ved utløpet av Lierelva kan da uttrykkes ved

$$G_s = 0,0124 Q^{1,564}$$

$$(R^2 = 0,59)$$

hvor G_s er gitt i kg/s og Q i m^3/s .

Denne kurven er basert på 37 målinger. En tilsvarende undersøkelse i 1970 ble utført av en hovedfagsstudent ved Universitetet i Oslo (Solbakken 1974), da med 79 målinger, denne er vist som en brutt linje i **Figur 9**. Formelen til 1970-kurven er

$$G_s = 0,0050 Q^{2,08}$$

$$(R^2 = 0,69)$$

Denne kurven er altså noe brattere enn den som er basert på dette prosjektets data, med andre ord vil en økning i vannføring gi en tilsvarende større økning i sedimenttransport, mens det ved lavere vannføringer er lavere sedimenttransport. Datagrunnlaget fra 1970 er større enn for dette prosjektet. Sedimentkildene kan ha endret seg mye siden 1970, for eksempel ved tilgroing av raviner, det ble derfor valgt å basere beregningene på prosjektets data. Forskjellene i beregnet sedimenttransport i prøveperiodene var uansett ubetydelige.

Årstransporten er ikke beregnet, da dette ikke anbefales basert på det datamaterialet som foreligger.. Beregningene av sedimenttransporten i undersøkelsesperioden er basert på faktisk målte verdier i perioden, og på slamføringskurven for dagene uten målinger. Resultatet er vist i **Tabell 9**. I perioden 9 september til 5 november ble det følgelig beregnet at det gikk 1251 tonn suspendert partikulært materiale ut av Lierelva, noe som tilsvarer 22 tonn per dag; mens det i perioden 27. april – 19. mai 2005 gikk 222 tonn, eller 9,7 tonn/dag. Forskjellene kan forklares med mindre vannføring i 2005-perioden.

Tabell 9. Sedimenttransport og vannføring i Lierelva 2004 og 2005.

| Prøvetype | Dato | Total sedimenttransport (tonn/periode) | Gjennomsnittlig slamtransport (tonn/dag) | Snittvannføring per døgn (m ³ /s) |
|------------------|---------------------|--|--|--|
| 1 felleutsetting | 08.09 – 28.10.04 | 1111 | 21,8 | 5,41 |
| 2 felleutsetting | 29.10 – 29.11.04 | 393 | 12,3 | 4,46 |
| 3 felleutsetting | 12.04 – 02.06.05 | 379 [#] | 10,0 [#] | 3,26 [#] |

[#] Kun deler av perioden er benyttet som beregningsgrunnlag siden vannføringsdata fra Oppsal ikke var tilgjengelige for perioden etter 19. mai.

Olsen og Elster (1992) beregnet sedimenttransporten i Lierelva 1989-1991 ved Kjellstad bru, og fant at årlig transport varierte mellom 15.000 tonn i 1989 til 20.000 tonn i 1990 og 40.000 tonn i 1991. Variasjonene mellom årene ble forklart dels av vannføringsforskjeller, særlig vannføringen under flomepisoder, dels av variasjoner i aktive sedimentkilder (bl.a. graving langs elva). Omgjort i tonn per dag gir dette verdier for daglig sedimenttransport på mellom 40 og 110 tonn, noe som er betydelig høyere enn de beregnede verdiene for 2004 og 2005 i **Tabell 9**. Det antas at dette dels skyldes variasjoner i aktive sedimentkilder, da disse kan ha endret karakter siden begynnelsen av 90-tallet, dels forskjeller i vannføring, da de høyeste målte verdiene ved en midlertidig vannføringsstasjon ved Kjellstad bru viste vannføringer på opptil 34 m³/s i 1990 og 38 m³/s i 1991. Til sammenligning ble høyeste vannføring i perioden 2004-2005 beregnet til ca. 15 m³/s ved utløpet av elva (11,3 m³/s ved Oppsal). Det er imidlertid også mulig at forskjellen til dels kan forklares av at vannføringen nede ved utløpet kan påvirkes av vannstanden i Drammensfjorden, dvs. at noe oppstuvning kan finne sted og at suspensjonstransporten derfor er redusert ved utløpet av elva. I så fall er det sannsynlig at materiale har sedimentert langs med elveløpet, og at dette materialet vil spyles ut under større flommer.

Konklusjonen er at sedimenttransporten i Lierelva varierer kraftig, og at transportverdiene fra 2004 og 2005 som vist i **Tabell 9** ikke uten videre kan overføres til andre år.

4.1.3 Konsentrasjon av miljøgifter i Drammens- og Lierelva

Tabell 10 og **Tabell 11** viser konsentrasjonen av de viktigste miljøgiftene i hhv Drammenselva og Lierelva i undersøkelsesperiodene. Disse dataene er sammenholdt med miljøgifter i sedimenter i sedimentfeller i kap. 4.3.3.

Tabell 10. Konsentrasjonen av miljøgifter i suspendert sediment fra Drammenselva.

| Periode | Cd µg/g | Cr µg/g | Cu µg/g | Hg µg/g | Ni µg/g | Pb µg/g |
|----------------|--------------------|----------------------------------|----------------------|----------------------|-----------------------------------|-----------------------|
| 1 felleperiode | 0,73 | 37,3 | * | 0,19 | 28,4 | * |
| 2 felleperiode | 2 | 75,8 | * | 0,12 | 51,4 | * |
| 3 felleperiode | 1 | 34,6 | 133 | 0,13 | 22,7 | 36 |
| | Zn µg/g | PCB₇ µg/kg | DDT µg/kg | BAP µg/kg | PAH₁₆ µg/kg | TBT µg /kg |
| 1 felleperiode | 343 | 12,3 | <2 | 19 | 478,2 | - |
| 2 felleperiode | 420 | 0 | <2 | 31 | 453,7 | 26 |
| 3 felleperiode | 379 | 16,5 | 0,94 | 26 | 982 | |

* Utelatte verdier på grunn av kontaminering

Tabell 11. Konsentrasjon av miljøgifter i suspendert sediment fra Lierelva.

| | Cd µg/g | Cr µg/g | Cu µg/g | Hg µg/g | Ni µg/g | Pb µg/g |
|----------------|--------------------|----------------------------------|----------------------|----------------------|-----------------------------------|----------------------|
| 1 felleperiode | 0,72 | 38,3 | * | 0,061 | 42,1 | 24 |
| 2 felleperiode | 0,77 | 41,2 | * | 0,062 | 44,6 | 21 |
| 3 felleperiode | 0,5 | 28,7 | 62,3 | 0,047 | 27,8 | 18 |
| | Zn µg/g | PCB₇ µg/kg | DDT µg/kg | BAP µg/kg | PAH₁₆ µg/kg | TBT µg/kg |
| 1 felleperiode | 289 | 0 | 2 | 3,3 | 73,6 | 48 |
| 2 felleperiode | 268 | 0 | 3,1 | 4,1 | 95,9 | 15 |
| 3 felleperiode | 261 | 4,32 | 3,1 | <6 | 20,3 | |

* utelatte verdier på grunn av kontaminering

4.1.4 Transport av miljøgifter i Drammens- og Lierelva

Tabell 12 og **Tabell 13** viser transporten av de viktigste miljøgiftene i hhv Drammenselva og Lierelva i undersøkelsesperiodene. Transporttallene inngår i beregningene i kap. 5.

Tabell 12. Transport av miljøgifter i Drammenselva i undersøkelsesperiodene i 2004 og 2005.

| Periode | Suspendert transport tonn/dag | Cd g/døgn | Cr g/døgn | Cu g/døgn | Hg g/døgn | Ni g/døgn | Pb g/døgn |
|----------------|--|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| 1 felleperiode | 49 | 36 | 1828 | * | 9,31 | 1392 | * |
| 2 felleperiode | 59 | 118 | 4472 | * | 7,08 | 3033 | * |
| 3 felleperiode | 23 | 23 | 796 | 3059 | 2,99 | 522 | 830 |

| | Zn kg/døgn | PCB₇ mg/døgn | DDT mg/døgn | PAH₁₆ g/døgn | BAP g/døgn | TBT g/døgn |
|----------------|-----------------------|------------------------------------|------------------------|------------------------------------|-----------------------|-----------------------|
| 1 felleperiode | 16,8 | 603 | <98 | 23,4 | 0,93 | ** |
| 2 felleperiode | 24,8 | 0 | <118 | 26,8 | 1,83 | 1,53 |
| 3 felleperiode | 8,7 | 380 | 21,6 | 22,6 | 0,60 | ** |

* utelatte verdier på grunn av kontaminering

** for lite materiale for analyse

Tabell 13. Transport av miljøgifter i Lierelva i undersøkelsesperiodene i 2004 og 2005.

| | Suspendert Transport Tonn/dag | Cd g/døgn | Cr g/døgn | Cu g/døgn | Hg g/døgn | Ni g/døgn | Pb g/døgn |
|----------------|--|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| 1 felleperiode | 21,6 | 15,6 | 827 | * | 1,32 | 909 | 518 |
| 2 felleperiode | 21,6 | 16,6 | 890 | * | 1,34 | 963 | 454 |
| 3 felleperiode | 9,7 | 4,9 | 278 | 604 | 0,46 | 270 | 175 |

| | Zn kg/døgn | PCB₇ mg/døgn | DDT mg/døgn | PAH₁₆ mg/døgn | BAP mg/døgn | TBT mg/døgn |
|----------------|-----------------------|------------------------------------|------------------------|-------------------------------------|------------------------|------------------------|
| 1 felleperiode | 6,24 | 0 | 43,2 | 1590 | 71,3 | 1037 |
| 2 felleperiode | 5,79 | 0 | 67,0 | 2071 | 88,6 | 324 |
| 3 felleperiode | 2,53 | 42 | 30,1 | 197 | <58 | 27 |

* Utelatte verdier på grunn av kontaminering.

4.2 Tilførsler av miljøgifter fra kommunale avløpssystemer

Basert på beregningsmetodene redgjort for i kap. 3.2 er de samlede utslipp fra de fire delområdene som vist i **Tabell 14** til **Tabell 17**.

4.2.1 Samlede utslipp fra de fire områdene.

Tabell 14 til **Tabell 17** viser utslippene fra de fire områdene.

Tabell 14. Utslipp fra Strømsønsiden i kg pr. år.

| | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn | PAH | BaP | PCB |
|---------------|-------------|--------------|---------------|-------------|--------------|--------------|---------------|-------------|-------------|-------------|
| Tette flater | 0,50 | 3,55 | 32,80 | 0,06 | 5,86 | 18,14 | 123,26 | 0,50 | 0,07 | 0,01 |
| Overløp | 1,05 | 8,39 | 78,68 | 0,10 | 10,49 | 15,74 | 146,86 | 0,94 | 0,10 | 0,01 |
| Renseanlegg | 0,67 | 18,39 | 76,91 | 0,13 | 18,39 | 8,86 | 144,63 | 2,51 | 0,84 | 0,08 |
| Totalt | 2,22 | 30,33 | 188,38 | 0,30 | 34,74 | 42,74 | 414,75 | 3,95 | 1,01 | 0,10 |

Tabell 15. Utslipp fra Bragernessiden i kg pr. år.

| | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn | PAH | BaP | PCB |
|---------------|-------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|---------------|-------------|-------------|-------------|
| Tette flater | 0,32 | 1,70 | 14,02 | 0,03 | 3,27 | 12,56 | 60,94 | 0,25 | 0,04 | 0,00 |
| Overløp | 0,39 | 3,12 | 29,25 | 0,04 | 3,90 | 5,85 | 54,60 | 0,35 | 0,04 | 0,00 |
| Renseanlegg | 0,37 | 10,12 | 42,32 | 0,07 | 10,12 | 4,88 | 79,58 | 1,38 | 0,46 | 0,05 |
| Totalt | 1,08 | 14,94 | 85,59 | 0,14 | 17,29 | 23,28 | 195,12 | 1,98 | 0,54 | 0,05 |

Tabell 16. Utslipp fra Holmen i kg pr. år. Utslipet kommer bare fra tette flater.

| | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn | PAH | BaP | PCB |
|---------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|
| Totalt | 0,20 | 1,00 | 13,98 | 0,02 | 2,00 | 7,99 | 65,90 | 0,20 | 0,03 | 0,00 |

Tabell 17. Utslipp fra Lier i kg pr. år.

| | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn | PAH | BaP | PCB |
|---------------|-------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|---------------|-------------|-------------|-------------|
| Tette flater | 0,86 | 4,43 | 50,82 | 0,09 | 8,62 | 33,98 | 231,73 | 0,78 | 0,12 | 0,01 |
| Overløp | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Renseanlegg | 0,28 | 7,70 | 32,20 | 0,05 | 7,70 | 3,71 | 60,55 | 1,05 | 0,35 | 0,04 |
| Totalt | 1,14 | 12,13 | 83,02 | 0,14 | 16,32 | 37,69 | 292,28 | 1,83 | 0,47 | 0,04 |

Nesse (2005) undersøkte miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentert materiale i flere overløpskummer i Drammen og Lier kommune. Ved å kombinere disse dataene med sjablongverdier for mengde partikler i overvann fra ulike tette flater (Storm Tac 2004), beregnet Nesse (2005) mengde metaller og organiske miljøgifter som tilføres Drammensfjorden (**Tabell 18**). Generelt gir beregningene til Nesse noe lavere tilførselstall i forhold til beregningene etter Larm (2004) og Lindholm (2004). Dette kan

forklares ved at en andel av de minste partiklene ikke sedimenterer i overløpskummene. Typisk inneholdt sedimentene i kummene lite eller ingenting i leirfraksjonen (maks 2-5 % i noen prøver, Nesse 2005). Til sammenligning inneholder sedimentene fra selv de grunneste stasjonene i fjorden i gjennomsnitt 18% leire (min 10%, maks 25%) (NGI 2005).

Tabell 18. Utslipp fra tette flater (kg/år) fra Lier, Holmen, Strømsø og Bragenes. Rader i uthevet skrift er beregnet etter sjablongverdier (jfr. de 4 foregående tabellene). Min og maks verdier er beregninger basert på målte konsentrasjoner i sedimenter i overløpskummer (Nesse 2005).

| | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn | PAH | BaP | PCB | TBT |
|-----------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|------------|
| Lier | 0,86 | 4,43 | 50,82 | 0,09 | 8,62 | 33,98 | 231,7 | 0,78 | 0,120 | 0,006 | |
| Min | 0,05 | 3,21 | 7,19 | 0,02 | 3,21 | 4,62 | 20,5 | 0,02 | <0,001 | <0,000 | 0,001 |
| Maks | 0,08 | 5,27 | 12,50 | 0,02 | 4,49 | 8,86 | 38,5 | 0,09 | 0,002 | <0,000 | 0,005 |
| Holmen | 0,20 | 1,00 | 13,98 | 0,02 | 2,00 | 7,99 | 65,9 | 0,20 | 0,030 | 0,002 | |
| Min | <0,01 | 0,68 | 0,44 | <0,00 | 0,52 | 0,64 | 3,4 | 0,00 | <0,000 | <0,000 | 0,000 |
| Maks | 0,03 | 2,28 | 9,19 | 0,02 | 1,40 | 3,63 | 6,4 | 0,11 | 0,003 | 0,010 | 0,002 |
| Strømsø | 0,50 | 3,55 | 32,80 | 0,06 | 5,86 | 18,14 | 123,3 | 0,50 | 0,070 | 0,005 | |
| Min | <0,04 | 3,35 | 2,17 | <0,01 | 2,56 | 3,15 | 16,6 | 0,01 | <0,002 | <0,001 | 0,001 |
| Maks | 0,12 | 11,2 | 45,3 | 0,10 | 6,9 | 17,9 | 31,5 | 0,55 | 0,014 | 0,051 | 0,011 |
| Bragenes | 0,32 | 1,70 | 14,02 | 0,03 | 3,27 | 12,56 | 60,9 | 0,25 | 0,040 | 0,001 | |
| Min | <0,03 | 1,96 | 2,94 | <0,01 | 1,54 | 2,52 | 12,0 | 0,06 | <0,001 | <0,000 | 0,001 |
| Maks | 0,27 | 10,1 | 13,6 | 0,03 | 6,01 | 9,65 | 75,5 | 0,15 | 0,008 | <0,000 | 0,006 |

I de videre beregningene (kap.5) er tilførselene basert på målte maksimumkonsentrasjoner. Det gir imidlertid bare små utslag i totalbudsjettet for området om man benytter disse verdiene eller om man benytter beregningen for tette flater basert på Larm (2004) og Lindholm (2004). Forskjellene mellom høyeste og laveste målte konsentrasjon av metaller og organiske miljøgifter i overløpskummene varierte mellom 2% og 40% (**Tabell 19**). Minst variasjon var det for PCB fordi konsentrasjonene er lave og ligger nær eller under deteksjonsnivå.

Tabell 19. Prosentvis variasjon mellom høyeste og laveste tilførsel fra tette flater basert på målte konsentrasjoner av partikler i overvannskummer (Nesse 2005).

| Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn | PAH | BaP | PCB | TBT |
|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|------------|
| 25 | 32 | 16 | 19 | 42 | 27 | 35 | 11 | 19 | 2 | 11 |

4.3 Sedimentasjon av partikler og miljøgifter i indre fjord

4.3.1 Beregninger av sedimentasjon basert på ^{210}Pb datering av sedimentkjerner

Tabell 20 gjengir resultatene fra dateringene, samt sammenligning med akkumulasjonsrater målt med sedimentfeller i de tre innsamlingsperiodene (gråtonet).

^{210}Pb analysene indikerer en mer varierende sedimentasjon ved Solumstrand, med økning de siste årene i forhold til de to andre områdene. Forekomsten av "unsupported" ^{210}Pb (tilføres ved atmosfærisk nedfall) er høyest i sedimentene ved Tangenbanken ytre og lavest ved Solumstrand. Som forventet, viser dette at sedimentene ved Tangenbanken ytre er mer påvirket av Drammenselva enn sedimentene ved Solumstrand.

Stabile verdier av ^{210}Pb i de øvre sedimentlagene (3cm) fra Lierstranda indikerer omblending og en større bioturbasjon av sedimentene fra dette området sammenlignet med de to andre områdene.

Tabell 20. Akkumulasjonsrater basert på ^{210}Pb datering av sedimentkjerner og sedimentfeller (tre perioder).

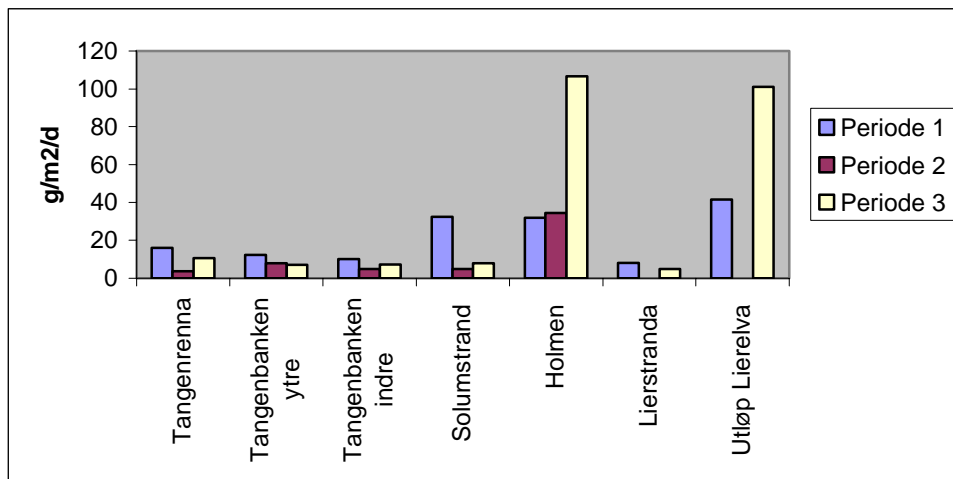
| Stasjon | St. betegnelse i DHI rapport | Lineær akkumulasjonsrate (mm/år) | Masse akkumulasjonsrate g/m ² /år | Masse akkumulasjonsrate g/m ² /dag | Fluksfeller Periode 1 Periode 2 Periode 3 g/m ² /dag |
|-------------------|------------------------------|----------------------------------|--|---|---|
| Solumstrand | St. SOL | 6,5 | 2626 ±1151 | 7,19 | 4,9 3,2 7,8 |
| Tangenbanken ytre | St. DSV | 6,9 | 2617 ± 260 | 7,17 | 12,2 7,9 7,1 |
| Lierstranda | Lierstranda | 2,9 | 1679 ± 106 | 4,6 | 8,1 m.d. 4,8 |

m.d. = mangler data

Tabell 20 viser at det er relativt god overensstemmelse mellom akkumulasjonsrater (fluks) målt med ^{210}Pb -metoden og sedimentfeller. En vil ikke forvente nøyaktig det samme resultatet ved de to metodene siden ^{210}Pb metoden integrerer akkumulasjonen over flere år, mens feller gir akkumulasjonen i en kortere periode (perioden fellene står ute). Sedimentasjonen i minst en av de tre felleperiodene er imidlertid i god overensstemmelse med akkumulasjonen målt ved ^{210}Pb -metoden.

4.3.2 Beregninger av sedimentasjon basert på sedimentfeller

Sedimentasjonen av partikulært materiale målt med sedimentfeller varierte fra 8 til 106 g/m²/dag. Høyest sedimentasjon ble registrert utenfor Holmen og utenfor Lierelva. Generelt var det høyere sedimentasjon i første periode (**Figur 15**). Figuren viser manglende data i periode 2 både fra Lierstranda og fra utløpet av Lierelva. Fellene fra Lierstranda var tapt ved innhenting, mens fellene ved utløpet av Lierelva var blitt flyttet (ut av det fredede våtmarksområdet) og slept langs bunn. Den høyere sedimentasjonen i periode 1 er i overensstemmelse med transporten i Drammenselva og Lierelva (**Tabell 8** og **Tabell 9**).



Figur 15. Sedimentasjon av partikulært materiale målt med sedimentfeller i sju delområder i Drammensfjorden i tre perioder (periode 1: 8.9.04-28.10.04, periode 2: 28.10.04-29.11.04 og periode 3: 12.04.05-2.6.05).

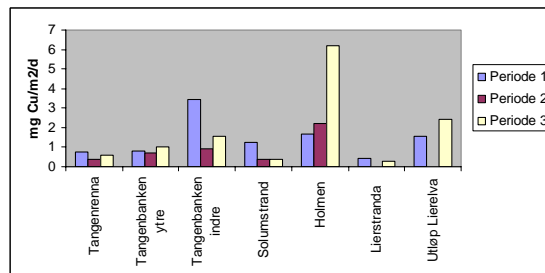
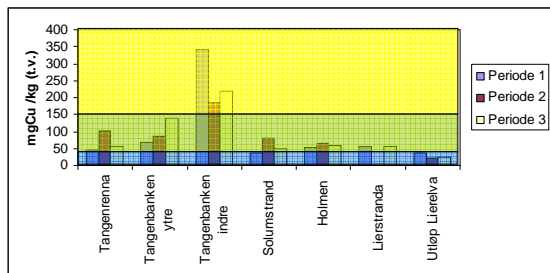
Undersøkelsene viser at suspensjonstransporten i det aktuelle tidsrom er større i Drammenselva enn i Lierelva (jfr. **Tabell 8** og **Tabell 9**). Sedimentasjonen ved utløpet av Drammenselva er likevel lavere enn ved utløpet av Lierelva. Dette skyldes antagelig både at hastigheten på Drammenselva er høyere enn Lierelva og at forholdet mellom organisk og uorganisk materiale er større i Drammenselva enn i Lierelva. Innholdet av organisk karbon (TOC) er ca 5 til 10 ganger høyere i felle materialet fra utløpet av Drammenselva enn ved utløpet av Lierelva. Både høyere hastighet og lavere egenvekt på det partikulære materialet gjør at det holder seg lenger i suspensjon før det sedimenterer.

4.3.3 Miljøgifter i sedimenterende materiale

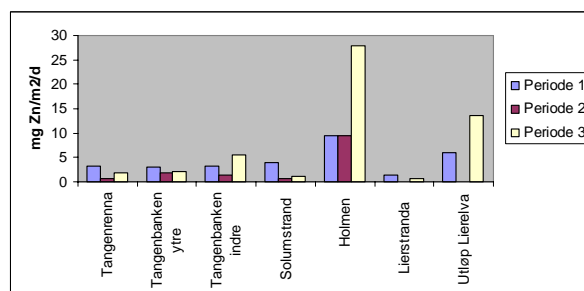
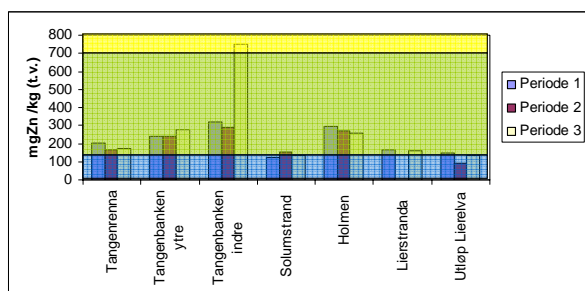
Konsentrasjonen av miljøgifter i sedimenterende materiale samt sedimentasjonen eller mengden miljøgifter som sedimenterer per m² per dag, er vist i **Figur 16** til **Figur 20**. Det eksisterer ikke miljøkvalitetskriterier for sedimenterende materiale. I mangel av slike benyttes SFTs kriterier for marine bunnsedimenter (Molvær et al. 1997). Konsentrasjonen av miljøgifter vil normalt være noe høyere i sedimenterende materiale enn i bunnsedimenter fordi materialet er mer finkornet.

Figurene viser at konsentrasjonen av metaller generelt var høyest i fellene fra Tangenbanken indre, særlig kobber og sink var høyere her enn på øvrige stasjoner. Disse var de eneste metallene som kom opp i SFT klasse III (markert forurenset) for miljøkvalitet. Til sammenligning kan nevnes at sedimenterende materiale i Glommaestuarieret har vist konsentrasjoner av kobber på samme nivå som prøvene fra Tangenbanken indre (>100 mg Cu/kg) (Helland og Bakke 2002). Konsentrasjonen av Cu i sedimenterende materiale varierer ofte med sesong. De høyeste verdiene forekommer ofte om sommeren når båttaktiviteten er stor. Kobber benyttes i bunnsstoff på båter og sink inngår i maling. Tilsvarende blir konsentrasjonen lavere under flom når det er stor avrenning av rene mineralpartikler.

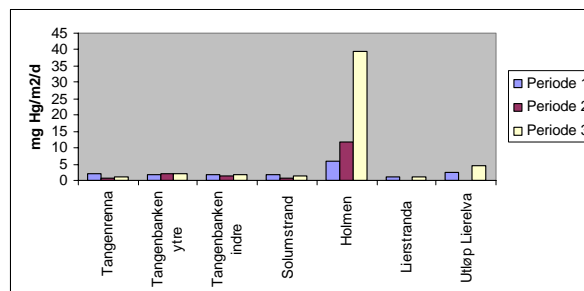
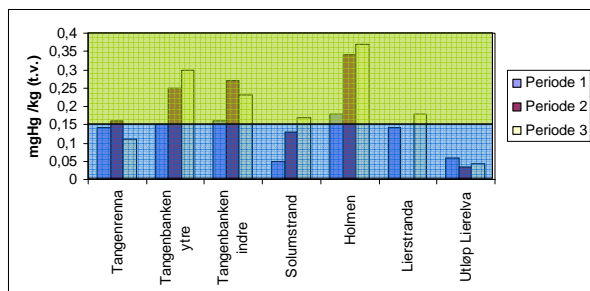
De høyeste konsentrasjonene av kvikksølv og bly ble registrert ved Tangenbanken indre, ved Tangenbanken ytre og utenfor Holmen. De høyeste konsentrasjonene tilsvarte SFTs klasse II (moderat forurenset). Relativt høy konsentrasjon sammen med høy sedimentasjon ved Holmen gjør at fluksen eller tilførselen av metaller var størst i dette området. Konsentrasjonen av kadmium var relativt lik i hele området, og tilsvarte i de fleste tilfeller SFTs klasse 2 (moderat forurenset). På grunn av den høye sedimentasjon ved Holmen var også fluksen av kadmium størst i dette området.



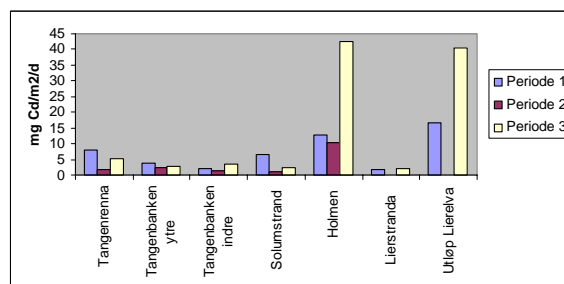
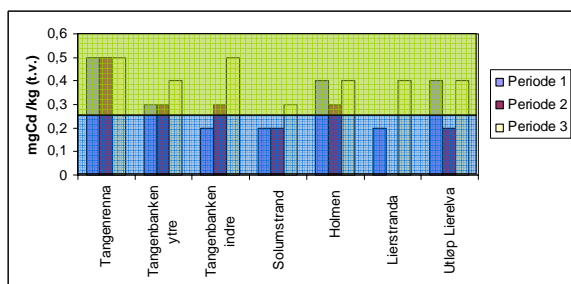
Figur 16. Konsentrasjon (farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av kobber (Cu) i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.



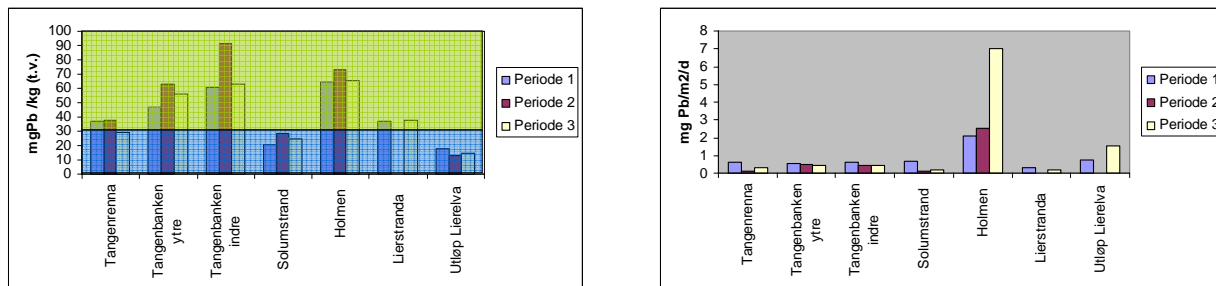
Figur 17. Konsentrasjon (farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av sink (Zn) i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.



Figur 18. Konsentrasjon (farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av kvikksølv (Hg) i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.

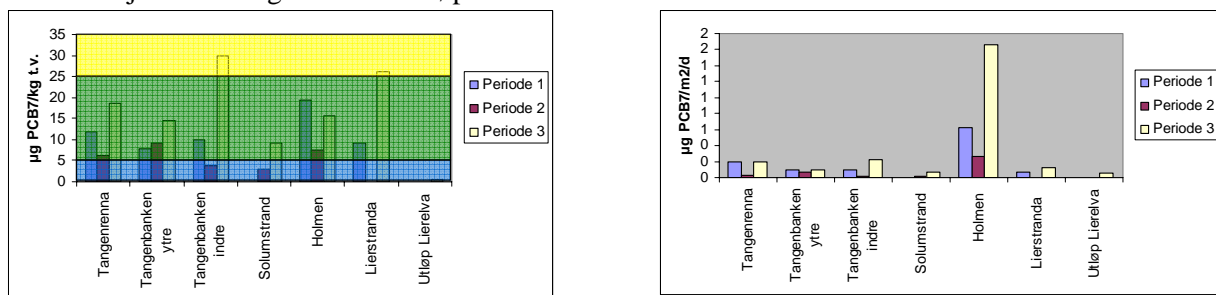


Figur 19. Konsentrasjon (farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av kadmium (Cd) i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.



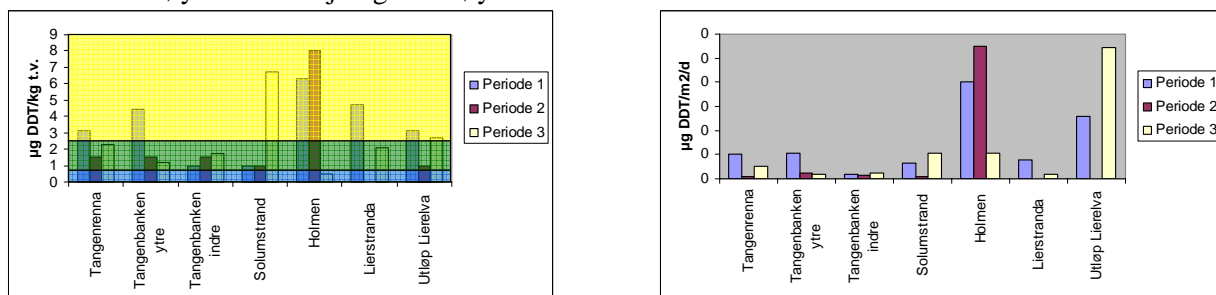
Figur 20. Konsentrasjon (farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av bly (Pb) i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.

Konsentrasjonen av PCB var generelt høyest i materialet fra periode 1 og 3 (**Figur 21**). De høyeste konsentrasjonene ble registrert i periode 3 i Tangenbanken indre og ved Lierstranda og tilsvarte SFTs klasse III (markert forurenset). Det øvrige materialet tilsvarte i de fleste tilfeller SFTs klasse II (moderat forurenset). Den høyeste fluksen av PCB ble registrert utenfor Holmen, grunnet kombinasjonen av relativt høy konsentrasjon og høy sedimentasjon av partikler. Den laveste konsentrasjonen ble registrert ved utløpet av Lierelva.



Figur 21. Konsentrasjon (farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av polyklorerte bifenyler (PCB7) i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.

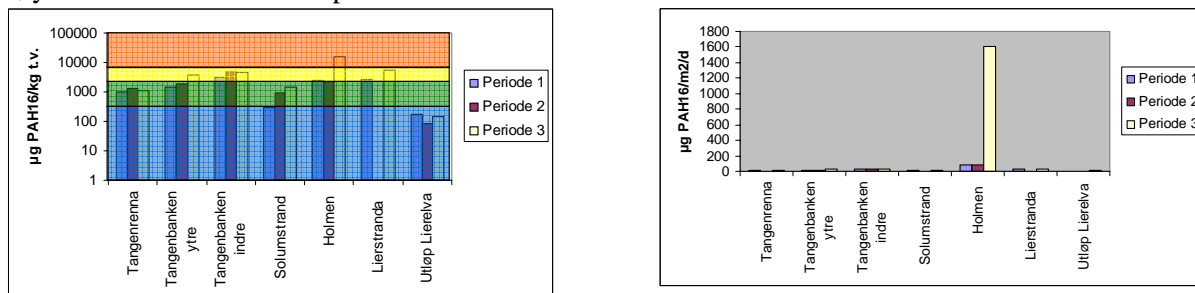
Ut i fra bruk av DDT i landbruket ville en kanskje forventet å registrere høyest konsentrasjon av DDT ved utløpet av Lierelva. **Figur 22** viser at det ikke var tilfelle. De høyeste konsentrasjonene (tilsvarende SFTs klasse III, markert forurenset) ble registrert utenfor Holmen i 1 og 2 periode samt ved Solumstrand rensanlegg i periode 3. Konsentrasjonene utenfor Lierelva tilsvarte også SFTs klasse III, markert forurenset. Høy sedimentasjon ved Holmen og ved utløpet av Lierelva kombinert med relativt høy konsentrasjon gir en høy fluks av DDT i disse to områdene.



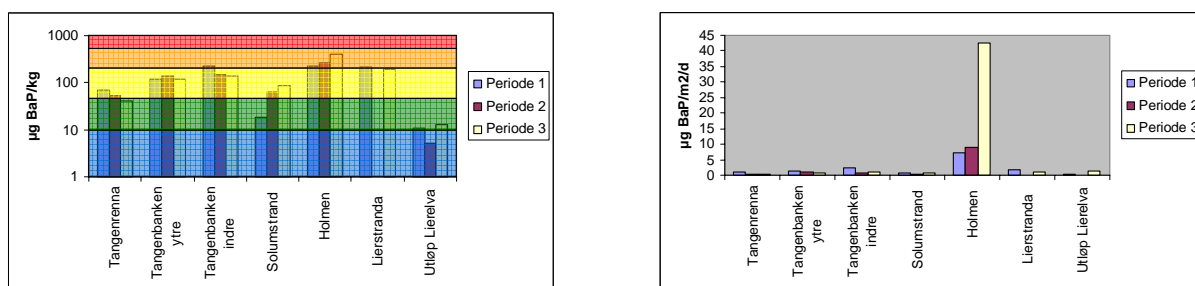
Figur 22. Konsentrasjon (farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av plantevernmiddelet DDT i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.

Den absolutt høyeste konsentrasjonen av PAH₁₆ ble registrert i periode 3 utenfor Holmen, tilsvarende SFTs klasse IV (sterkt forurenset) (**Figur 23**, merk log skala). I de to foregående periodene var

konsentrasjonene ved Holmen imidlertid lavere enn for eksempel ved Tangenbanken indre. Fluksen av PAH₁₆ var også absolutt høyest ved Holmen i periode 3, av samme grunn som nevnt over for PCB. Benzo(a)pyren (BaP) (**Figur 24**) følger samme mønster som PAH₁₆, med høyeste konsentrasjon og høyeste fluks ved Holmen i periode 3.

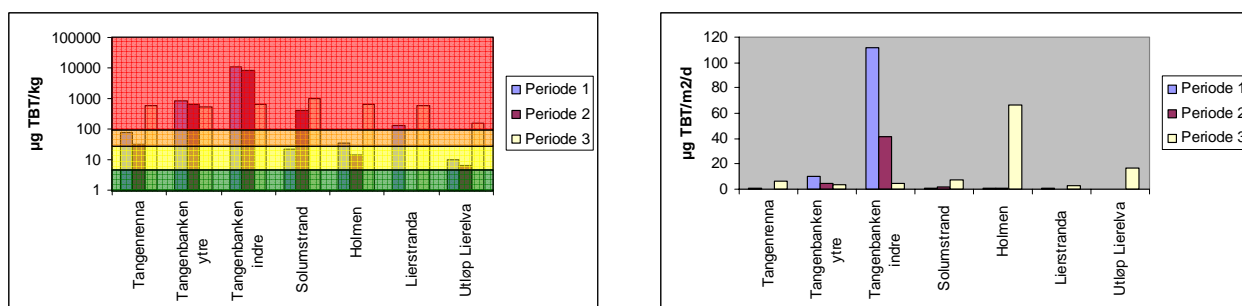


Figur 23. Konsentrasjon (log skala, farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av polyaromatiske hydrokarboner (PAH₁₆) i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.



Figur 24. Konsentrasjon (log skala, farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av Benzo(a)pyren (BaP) i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.

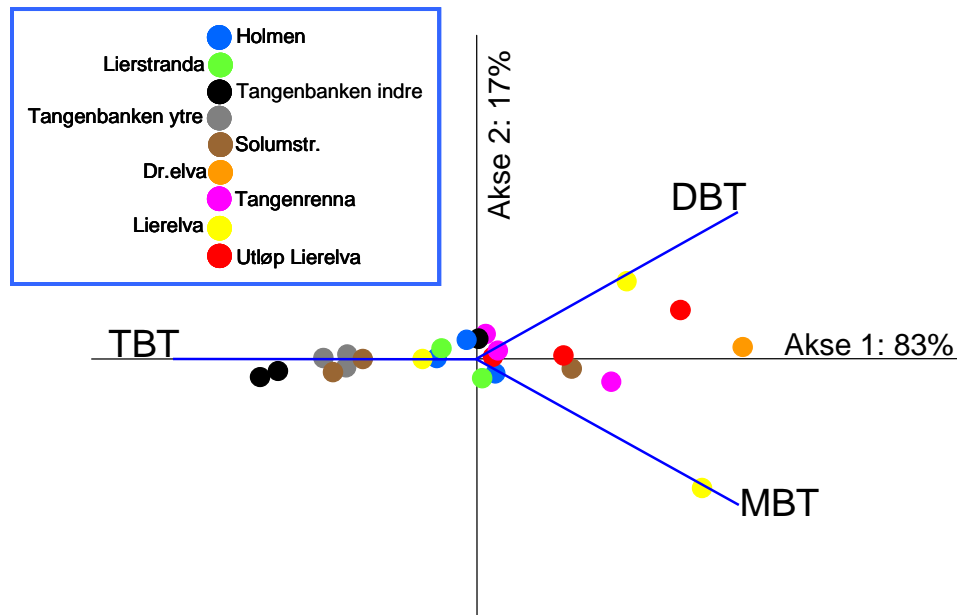
TBT er et tilsetningsstoff i bunnstoff til båter, derfor var det ikke uventet at de høyeste konsentrasjonene av TBT ble registrert ved Tangenbanken indre i periode 1 og 2 (**Figur 25**, merk log skala). Alle prøvene fra periode 3 var imidlertid jevnt høye, tilsvarende SFTs klasse V (meget sterkt forurenset). Dette kan indikere høyere båttaktivitet i vårmånedene. Som for de øvrige organiske forbindelsene ble det målt høy fluks av TBT utenfor Holmen, men høyest fluks var likevel utenfor Tangenbanken indre.



Figur 25. Konsentrasjon (log skala, farger i hht. SFTs miljøkvalitetskriterer) og sedimentasjon av tributyltin (TBT) i indre del av Drammensfjorden i tre perioder 2004 og 2005.

For å visualisere eventuelle forskjeller i komponentsammensetning av de ulike tinnorganiske forbindelsene ble det benyttet en multivariat principal komponentanalyse (PCA). Forenklet kan en si at analysen sammenligner alle prøver og orienterer prøver og variabler etter likhet i et aksesystem. Akse

1 (PC-1) indikerer den mest fremtredende trenden, mens akse 2 (PC-2), akse 3 osv. representerer uavhengige sekundære og tertiære trender med avtagende viktighet. I denne analysen er den relative fordelingen mellom de tinnorganiske forbindelsene benyttet. Da elimineres innvirkningen av konsentrasjon. Analysen viser at Tangenbanken indre domineres av TBT, i tillegg ser en også at Tangenbanken ytre og Solumstrand har en relativ større andel av TBT enn DBT og MBT (**Figur 26**). Disse prøvene skiller seg fra materialet samlet i elvene og ved utløpet av elvene som er mer dominert av DBT og MBT enn av TBT. Monobutyltinn (MBT) og dibutyltinn (DBT) er nedbrytningsprodukter av tributyltinn (TBT). En høyere andel av MBT og DBT kan derfor tyde på en avrenning av aldringsproduktene til TBT. DBT benyttes også som stabilisator i PVC. PVC er stabil mot nedbrytning og utlekkingen av DBT antas derfor å være langsom. En fransk undersøkelse av fem ulike PVC materialer påviste imidlertid utlaking av MBT og DBT under forsøk av en måneds varighet (Quevauviller et al. 1991). Tinnorganiske forbindelser benyttes også i maling og beis, DBT er blant annet benyttet i innendørsmaling. Tinnorganiske forbindelser har vært benyttet eller benyttes fortsatt i blant annet maling og beis. Det er uvisst hvorvidt MBT og DBT er en del av disse tilsteningstoffene.



Figur 26. Relativ fordeling av tinnorganiske forbindelser i sedimenterende materiale i tiltaksområdet fra tre perioder 2004 / 2005

Et aktuelt spørsmål er om dagens tilførsler fra land på sikt vil gi bedret sedimentkvalitet i sjøen. Sammenligner man konsentrasjonen av metaller i sedimenterende materiale med alle typer kildemateriale er de relativt like og de tilsvarer SFTs klasse I og II (**Tabell 21**). Konsentrasjonen av organiske miljøgifter er imidlertid lavere i sedimenterende materiale enn i bunnsedimentene i fjorden, med unntak av DDT. Konsentrasjonen av PCB₇ i sedimentfellene er sammenlignbare med materialet fra Drammenselva, men begge er høyere enn konsentrasjonen i Lierelva. Dette gjelder også PAH₁₆ og BaP. Materialet fra overløpskummene har en høyere konsentrasjon av PCB₇ enn materialet i sedimentfellene og elvematerialet. Når det gjelder TBT finner vi samme konsentrasjonsnivå i materialet fra overløpskummene og i elvematerialet tilsvarende SFTs klasse IV.

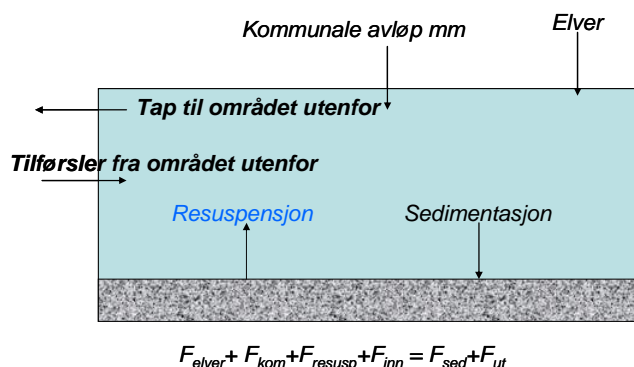
Tabell 21. Gjennomsnittskonsentrasjoner i sedimenterende materiale (sedimentfeller), Lierelva, Drammenselva (data fra foreliggende rapport), overløpskummer (Nesse 2005) og bunnsedimenter (NGI, 2004, 2005). Fargene er i hht. SFTs miljøkvalitetskriterier.

| Prøvetype | µg/kg | | | | | mg/kg | | | | | | |
|----------------|-------|-----------|-----|------|-----|-------|----|-----|-----|----|----|-----|
| | TBT | PAH 16 | BaP | PCB7 | DDT | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
| Sedimenter | 1006 | 49000 | 306 | 198 | 1,1 | 0,3 | 30 | 63 | 0,2 | 32 | 34 | 134 |
| Sedimentfeller | 790 | 2662 | 168 | 9,9 | 5,0 | 0,3 | 34 | 89 | 0,2 | 29 | 44 | 230 |
| Lierelva | 22 | 57 | 5 | 1,4 | 2,7 | 0,7 | 36 | 62 | 0,1 | 38 | 21 | 273 |
| Drammenselva | 26 | 311 | 25 | 9,6 | 1,6 | 1,0 | 49 | 133 | 0,1 | 34 | 74 | 381 |
| Kummer | 21 | 777 | 29 | 38 | 2,4 | 0,5 | 34 | 67 | 0,2 | 27 | 39 | 184 |

Dette indikerer at tilførslene fra landbaserte diffuse kilder på sikt vil gi en bedre sedimentkvalitet, for en rekke stoffer, enn dagens miljøkvalitet i overflatesedimentene i sjøen. Det tilføres imidlertid TBT fra diffuse kilder som har relativt høy konsentrasjon (SFTs klasse IV). En skal også merke seg at sedimentene fra overløpskummene har høyere konsentrasjoner av PAH16 og PCB7 enn sedimentene som tilføres med elvene.

5. Forurensningsbudsjett og vurdering av kilder

Ved å sammenligne tilførslene fra Drammenselva, Lierelva, tette flater, overløp og kommunale utslipp med sedimentasjonen i sedimentfellene kan man få et mål på om tilførslene fra land kan forklare mengden miljøgifter som sedimentere i tiltaksområdet. De viktigste tilførslene og tapene i tiltaksområdet er illustrert i **Figur 28**. For å få et totalregnskap for området må man i tillegg til målinger og beregninger utført i foreliggende rapport, skaffe tilveie data for tilførsler fra resuspensjon, tilførsler fra tilstøtende sjøområder samt tapet til tilstøtende sjøområdet. Tiltaksområdet står i kontakt med et utenforliggende sjøområde som både tilfører miljøgifter til tiltaksområdet og som tapper tiltaksområdet for miljøgifter. Størrelsen på denne kilden / sluket kjenner vi ikke. Resuspensjon av forurensede sedimenter, særlig i grunne områder, er en annen kilde som kan beregnes etter SFTs risikoveileder for forurensede sedimenter (www.sft.no). TBT er et stoff som fortsatt er i bruk. Denne bruken utgjør også en kilde ved utlekking fra skip (som fortsatt bærer TBT-holdig bunnstoff) og eller tilførsler fra skipsverft / havn / småbåthavn når gammelt bunnstoff fjernes.



Figur 27. Skjematisert illustrasjon av de antatt viktigste kilder og tap (sluk) av miljøgifter i tiltaksområdet. Sedimentasjonen av de ulike miljøgiftene i de ulike delområdene i tiltaksområdet er oppsummert i **Tabell 22**. Tabellen viser at Holmenområdet har den største totale tilførselen av Hg, PCB, PAH og BaP. Tangenbanken indre har den høyeste totale tilførselen av TBT mens området

utenfor Lierelva har den største totale tilførselen av DDT. Tabellen viser at det sedimenterer 3,5 ganger mer partikler utenfor Lierelva enn for eksempel utenfor Holmen.

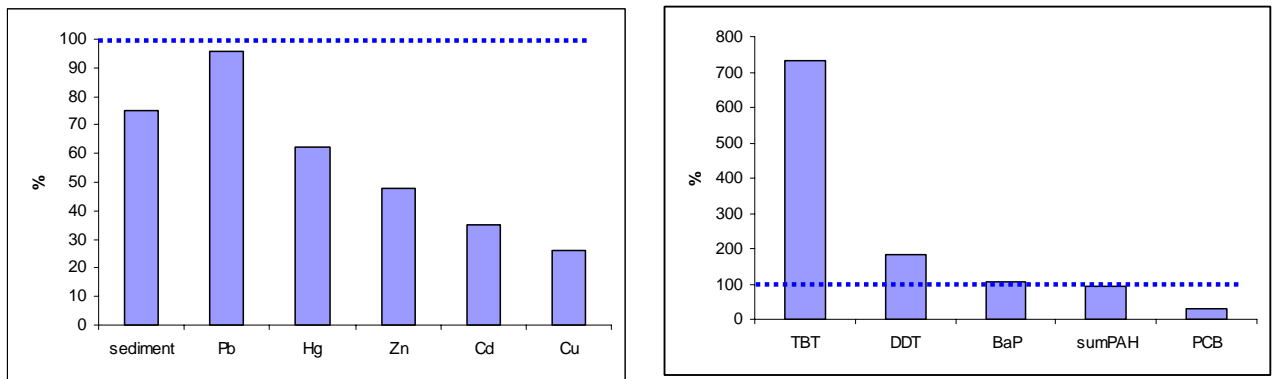
Tabell 22. Sedimentasjon per dag i ulike delområder i indre del av Drammensfjorden. Tangenrenna og området Tangenbanken ytre er summert og vist i raden tilhørende utløp Tangenrenna. (PAH=PAH₁₆, PCB=PCB₇)

| | g/m²/d | kg/område | g/område/d | | | mg/område/d | | | | | | |
|--------------------|--------------------------|------------------|-------------------|-----------|-----------|--------------------|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | sediment | sediment | Cu | Zn | Pb | Cd | Hg | PCB | PAH | BaP | DDT | TBT |
| Tangenrenna | 10,1 | 3281 | 185 | 610 | 112 | 1641 | 433 | 45 | 3404 | 194 | 9 | 817 |
| Tangenbanken ytre | 9,1 | | | | | | | | | | | |
| Tangenbanken indre | 8,3 | 1750 | 298 | 598 | 106 | 565 | 373 | 22 | 5281 | 265 | 4 | 6237 |
| Solumstrand | 15,0 | 6623 | 292 | 846 | 149 | 1440 | 522 | 13 | 3704 | 237 | 13 | 1534 |
| Holmen | 57,7 | 7540 | 437 | 2032 | 505 | 2866 | 2481 | 111 | 76807 | 2570 | 23 | 2953 |
| Lierstranda | 4,3 | 2485 | 136 | 411 | 93 | 682 | 385 | 38 | 8948 | 503 | 9 | 758 |
| Utløp Lierelva | 47,6 | 24335 | 685 | 3346 | 386 | 9734 | 1167 | 8 | 3604 | 302 | 69 | 2829 |

Sammenstilles disse dataene med data fra elvene (**Tabell 8** og **Tabell 9**) og kommunale avløp mm (**Tabell 18**), viser det seg at tilførselen av partikler og metaller fra land er høyere enn total sedimentasjonen i tiltaksområdet, i avtagende grad Cu, Cd, Zn, Hg og Pb. Dette betyr at en del av partiklene tilført fra land sedimenter lenger ut i fjorden. Beregningene viser at tilnærmet alt av tilført Pb (90%) sedimenterer i tiltaksområdet, mens bare 25% av tilført Cu sedimenterer i indre del av fjorden. Det kan indikere stoffspesifikke prosesser som har innvirkning på hvor de ulike metallene sedimenterer. Det samme er påvist i Glommaestuaret hvor Pb er vist å ha større partikkelaffinitet enn Cu og hvordan dette påvirker fordelingen i sedimentene (Helland 2003).

Bildet er motsatt for de organiske miljøgifter (**Figur 28**). Beregningene viser at det sedimenterer flere ganger mer TBT (700%) og PAH (200%, ikke vist i **Figur 28**) enn det de kjente tilførselen fra land kan forklare. Det er altså kilder til TBT og PAH i indre del av fjorden som ikke kommer fram i overslagsbereningene. Hvis vi antar at den høye fluksen og høye konsentrasjonen av PAH ved Holmen er en episodisk hendelse, og beregner gjennomsnittlig fluks for området kun basert på de to foregående periodene, balanserer sedimentasjonen av PAH (90%) med tilførselen (**Figur 28**). Tilførselen av DDT balanserer også omtrent sedimentasjonen, mens det sedimenterer mindre PCB enn det som tilføres (26%).

Det er store konsentrasjonsforskjeller mellom overflatesedimentene i fjorden og nytt materiale som tilføres fra land, når det gjelder organiske miljøgifter (jfr. **Tabell 18**). Nysedimentert materiale i sedimentfellene ligger et sted mellom disse i konsentrasjon. Dette sannsynliggjør at sedimentfellene mottar miljøgifter fra andre kilder enn de diffuse kildene på land som nå er kartlagt. Andre kilder kan som nevnt over være skipsoppvirvling, utlekking fra skip (TBT), skipsverft og havnedrift generelt. Tar man hensyn til skipsoppvirvling i regnestykket (data fra NGI rapport 2004 1208-2) fordeles bidraget på et stort areal og blir ubetydelig i totalregnskapet. Skipsanløp kan imidlertid ha betydning lokalt. Dette peker i retning at det må være en av de nevnte øvrige aktivitetene knyttet til skip som bidrar med TBT til tiltaksområdet.



Figur 28. Prosentvis sedimentasjon av miljøgifter (sedimentfeller) til tiltaksområdet i forhold til tilførsler fra kilder basert på målinger (elver, tette flater, kommunale avløp, overløp). Ved 100% (stiplet linje) balanserer tilførsler og sedimentasjon.

6. Referanser

- Alve, E. 1991. Foraminifera, climatic change, and pollution: a study of late Holocene sediments in Drammensfjord, southeast Norway. *The Holocene*, 1, 3, 243-261.
- Berry, R.W. & Jørgensen, P. 1971. Grain size, mineralogy and chemistry of a quick-clay sample from the Ullensaker slide, Norway. *Engineering Geology*, 5, 73-84.
- Essendrop, J. 1761. *Physisk oekonomisk beskrivelse over Lier præstjeld i Aggershuus Stift i Norge*. København: Den Rotheske Boglade, 205 pp.
- Hillier, S. 1995. Erosion, sedimentation and sedimentary origin of clays. I: Velde, B. (Ed). *Origin and mineralogy of clays*. Springer Berlin, 162-219.
- Helland, A. 1997. Tilførsel av partikulært materiale til Glommaestuariet og områdene utenfor i forbindelse med flommen i Glomma 1995. NIVA-rapport 3503-96, 50s.
- Helland, A. og Bakke, T. 2002. Transport and sedimentation of Cu in a microtidal estuary, SE Norway. *Mar. Poll. Bul.* 44, 149-155.
- Helland, A. 2003. Transport and sedimentation of metals and organic matter in the Glomma estuary, south east Norway, Dr. scient theses, NLH, 2003.
- Larm, T. 2004. "Schablonhalter- StormTac. Version 2004. SWECO.
- Lindholm, O. 2004. "Miljøgifter i overvann fra tette flater". NIVA. rapport 4775- 2004.
- Magnusson, J. og Næs, K. 1986. Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 6: Hydrografi, vannkvalitet og vannutskifting. *Overvåkingsrapport nr. 243/86*. NIVA-rap. 1892, 77s.
- Nesse, E. 2005. "Urban avrenning som mulig forurensningskilde fra Drammen og Lier til Drammensfjorden". Hovedfagsoppgave NTNU.
- NGI 2004. Supplerende sedimentundersøkelse i Drammensfjorden, NGI-rap 20041208,44s
- Olsen, H.C. og Elster, M. 1992. Suspensjonstransporten i Lierelva 1989, 1990 og 1991. *NVE-Rapport 09/1992*. 32 s.
- Quevauviller P., Brachet A., Donard O.F.X. (1991) Leaching of Organotin Compounds from Polyvinylchloride (PVC) Material. *App. Organometallic Chem.* 5, 125-129
- Rasch, H. 1873. Er sagflisen en saa væsentlig hindring for laxens oppgang i vore elve som man i almindelighed antager? *Meddelelser fra Norsk Jæger- og Fisker-Forening, Kristiania*, 56-58.
- Solbakken, T. 1974. Lierelva i Buskerud. I Nordseth, K. 1974. *Sedimenttransport i norske vassdrag*. S. 103-113. Geografisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Statens Naturvårdsverk. 1983. "Dagvattenhantering. Planering och miljöeffekter". *Meddelande 1/1983*. ISBN 91-38- 07325-0. Stockholm.

Sørensen, R., Lie, K.T. og Nybakken, S.E. 1990. Drøbak 1814 II, kvartærgeologisk kart – M 1:50 000. Norges Geologiske Undersøkelser

Weideborg, M., Arctander Vik, E., Stang, P. og Storhaug, R. 2001. Direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters – 2000. Aquateam Report 01-031. 54 s.

Weideborg, M., Arctander Vik, E., Stang, P. og Lyngstad, E. 2002. Direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters – 2001. Aquateam Report 02-016. 56 s.

Weideborg, M., Arctander Vik, E. og Lyngstad, E. 2003. Direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters – 2002. Aquateam Report 03-043. 60 s.

Weideborg, M., Arctander Vik, E. og Lyngstad, E. 2004. Direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters – 2003. Aquateam Report 04-043A. 56 s.

Vedlegg A. Kjemiske analyser

| NIVA-metode nr. | Analysevariable: | Måleenhet: | LIMS-kode: |
|---|--------------------|------------|-------------|
| E 9-5 | Elementer metaller | mg/l | Element/ICP |
| <p>Tittel</p> <p>Bestemmelse av metaller med ICP-AES.</p> | | | |
| <p>Anvendelsesområde:</p> <p>Metoden omfatter akkreditert bestemmelse av metallene Ag Al Ba Ca Cd Co Cr Cu</p> | | | |
| <p>Prinsipp:</p> <p>Prøvene introduseres til instrumentet med en peristaltisk pumpe koblet til en nebulizer der prøveløsningen forstøves. Vanddråpene separeres etter størrelse i et spraykammer og den fine andelen av aerosolen transporteres til et argonplasma der aerosolen atomiseres og ioniseres. Emisjonen fra plasmaet separeres i spektrometeret og måles med en CCD detektor. Detektoren har et lineært område på 5 - 6 dekader fra deteksjonsgrensen.</p> | | | |
| <p>Måleusikkerhet:</p> <p>Se NIVA-dokument Y-3.</p> | | | |
| <p>Måleområde:</p> | | | |
| <p>Referanser:</p> <p>ISO/DIS 11885. Water quality – The determination of 33 elements by inductively coupled plasma emission spectroscopy.</p> | | | |
| <p>Instrumenter:</p> <p>Perkin-Elmer Optima 4300 DV Perkin-Elmer Autosampler AS 93 Hewlett Packard</p> | | | |

| LaserJet 100 Polyscience Chiller (kjøler). | | | |
|---|------------------|------------|-----------------|
| NIVA-metode nr. | Analysevariable: | Måleenhet: | LIMS-kode: |
| E 4-3 | Kvikksølv | ng/l µg/g | Hg/L Hg-Sm Hg-B |
| Tittel: Bestemmelse av kvikksølv i vann slam og sedimenter og biologisk materiale med Perkin- Elmer FIMS-400. | | | |
| Anvendelsesområde : Metoden omfatter bestemmelse av kvikksølv i renvann samt avløpsvann biologisk materiale slam og sedimenter oppløst i salpetersyre. Biologiske prøver slam og sediment frysetørres fortrinnsvis. Ved tørking av prøver i varmeskap må ikke temperaturen overstige 80°C. Nedre grense er for renvann 1.0 ng/l oppløst renvann 10 ng/l avløpsvann 0.1 µg/l | | | |
| Prinsipp: Kvikksølv må foreligge på ionisk form i prøveløsningen for at kalddampeteknikk skal kunne benyttes. Når reduksjonsmiddelet (SnCl ₂) blandes med prøven blir det ioniske kvikksølv omformet til metallisk kvikksølv (Hg). En inert bæregass (argon) transporterer kvikksølv til spektrofotometeret. En fordel med denne teknikken er den gode separasjonen av analytten fra matrisen slik at ikke-spesifikk bakgrunnsabsorpsjon og matriseinterferenser er minimale. Kvikksølv oppkonsentreres i et amalgameringsystem. | | | |
| Måleusikkerhet: 6 målinger av Drøbaksjøvann tilsatt 20 ng/l Hg ga middelvei 21.1 og standardavvik 0.52 ng/l. Tilsvarende for faste materialer: 10 målinger av DORM-1 (fiskemuskel) 0.798 ± 0.074 µg/g ga 0.835 og 0.054 µg/g 7 målinger av MESS-2 (sediment) 0.092 ± 0.009 µg/g ga 0.086 og 0.003 µg/g. | | | |
| Måleområde: | | | |
| Referanser: B. Welz M. Melcher H.W. Sinemus D. Maier: Pico-trace determination of mercury using the amalgamation technique. Norsk Standard NS 4768. Vannundersøkelse. Bestemmelse av kvikksølv ved kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri Oksidasjon med salpetersyre. 1. Utg. 1989. | | | |
| Instrumenter: | | | |
| Perkin-Elmer FIMS-400 med P-E AS-90 autosamler og P-E amalgamsystem. | | | |

| NIVA-metode nr. | Analysevariable: | Måleenhet: | LIMS-kode: |
|--|-----------------------|------------|----------------|
| H 3-3 | Polyklorete bifenyler | µg/kg t.v. | PCB-Sm PCB7-Sm |
| <p>Tittel</p> <p>Ekstraksjon og opparbeiding av klororganiske forbindelser i sedimentprøver.</p> | | | |
| <p>Anvendelsesområde:</p> <p>Metoden benyttes for bestemmelse av klororganiske forbindelser i sedimenter og slam . Med klororganiske forbindelser menes i denne sammenheng klorpesticider og polyklorete bifenyler (PCB).</p> | | | |
| <p>Prinsipp:</p> <p>Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gaskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor GC/ECD. De klor- organiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.</p> | | | |
| <p>Måleusikkerhet:</p> <p>Se NIVA-dokument nr. Y – 3.</p> | | | |
| <p>Måleområde:</p> | | | |
| <p>Referanser:</p> <p>Brilis G.M. & J.Marsden: Chemosphere 21 91- 98 (1990). Brevik E.M.: Bull. Environ. Cont. Toxicol. 19 281 - 286 (1978). Harvey A & A.Loomis.: J. Gen. Physiol. 15 147</p> | | | |
| <p>Instrumenter:</p> <p>Hewlett Packard modell 5890 Series II med column injector og HP autoinjektor 7673. Systemet er utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (ECD).</p> | | | |

| NIVA-metode nr. | Analysevariable: | Måleenhet: | LIMS-kode: |
|--|------------------------------|-------------------|-------------------|
| H 2-3 | Polyaromatiske hydrokarboner | µg/kg t.v. | PAH-Sm PAH16-Sm |
| <p>Tittel</p> <p>Ekstraksjon og opparbeiding av PAH i sedimenter.</p> | | | |
| <p>Anvendelsesområde:</p> <p>Metoden benyttes for bestemmelse av PAH i sedimenter fra innsjøer og marine områder. Deteksjonsgrensen avhenger av prøvemengden. Denne metoden benyttes sammen med metode H 2-1.</p> | | | |
| <p>Prinsipp:</p> <p>Prøvene tilsettes indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Ekstraktet gjengår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekyllioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.</p> | | | |
| <p>Måleusikkerhet:</p> <p>Se NIVA-dokument nr. Y – 3.</p> | | | |
| <p>Måleområde:</p> | | | |
| <p>Referanser:</p> <p>Grimmer G. og Bøhnke H. 1975. Jour. of the AOAC Vol. 58 No. 4.</p> | | | |
| <p>Instrumenter:</p> <p>Hewlett Packard modell 5890 Series II med column injector og HP autosampler 7673. Systemet er utstyrt med HD modell 5970 B masseselektiv detektor og kolonne HP-5 MS 30 m x 0.25 mm i.d. x 0.25 µm.</p> | | | |

| NIVA-metode nr. | Analysevariable: | Måleenhet: | LIMS-kode: |
|--|----------------------------|-------------------|-------------------|
| H 14-1* | Tinnorganiske forbindelser | µg/kg Sn t.v. | SnOrg-Sm |
| Tittel | | | |
| Opparbeidelse og analyse av tinnorganiske forbindelser i sedimenter. | | | |
| Anvendelsesområde: | | | |
| Metoden benyttes til bestemmelse av tinnorganiske forbindelser i sedimenter de forbindelsene som bestemmes rutinemessig er butyl- og fenyl-tinnforbindelser. | | | |
| Prinsipp: | | | |
| Prøvene tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden. | | | |
| Måleusikkerhet: | | | |
| Se referanse. | | | |
| Måleområde: | | | |
| Referanser: | | | |
| Metoden er beskrevet i hovedoppgave av N. Følsvik Determination and speciation of organotin compounds in environmental samples by gas-chromatography – microwave induced plasma atomic emission spectrometry. Levels and efforts of organotin compounds in environmental samples from Norway and the Faroe Islands. Dept. of Chemistry | | | |
| Instrumenter: | | | |
| Hewlett Packard 5890 Series II gass kromatograf med HP 7673 autoinjektor og HP 5921 A atomemisjons-detektor. | | | |

* : Analysemetoden er ikke akkreditert

| NIVA-metode nr. | Analysevariable: | Måleenhet: | LIMS-kode: |
|--|---------------------------|------------|-----------------|
| G 6 | Totalt karbon og nitrogen | mg/l | TC/F TN/F TOC/F |
| <p>Tittel</p> <p>Bestemmelse av karbon og nitrogen i fast stoff med Carlo Erba elementanalysator.</p> | | | |
| <p>Anvendelsesområde:</p> <p>Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige tungt-flytende væsker samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser : 0.1% nitrogen - 1.0 *g/mg N</p> | | | |
| <p>Prinsipp:</p> <p>Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N₂-gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne og N₂- og CO₂-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent skrives ut og lagres på diskett.</p> | | | |
| <p>Måleusikkerhet:</p> <p>84 målinger av sulfanilamid med teoretisk verdi 41.84 % C ga middelvei 41.66 % og standardavvik 0.22 % C. For nitrogen er teoretisk verdi 16.27 % og 84 målinger ga her 16.37 og 0.36 % N.</p> | | | |
| <p>Måleområde:</p> | | | |
| <p>Referanser:</p> <p>CARLO ERBA STRUMENTAZIONE ELEMENTAL ANALYZER 1106. Instruction manual. APPLICATION LAB REPORTS Elemental analysis lab Carlo Erba. January 1987.</p> | | | |
| <p>Instrumenter:</p> <p>Carlo Erba Elementanalysator 1106 med prøveveksler AS 400 LS.</p> | | | |

Vedlegg B. Elvedata

Konsentrasjonen av suspendert partikulært materiale (suspensjonskonsentrasjon, Cs); inkludert uorganisk og organisk andel, vannføring ved utløp og suspensjonstransport (Gs) i Lierelva for enkeltdager i 2004 og 2005.

| Dato | Suspensjons- konsentrasjon Cs (mg/l) | Uorganisk andel (mg/l) | Organisk andel (mg/l) | % organisk | Vannføring ved utløp Q (m ³ /s) | Suspensjons- transport Gs (g/s) |
|--------|--|------------------------------|-----------------------------|---------------|--|---------------------------------------|
| 08.sep | 23,6 | 17,6 | 6 | 25,4 | 2,74 | 64,7 |
| 09.sep | 11 | 5,5 | 5,5 | 50,0 | 2,89 | 31,8 |
| 10.sep | 13 | 9,5 | 3,5 | 26,9 | 3,30 | 42,9 |
| 11.sep | 17,5 | 10,5 | 7 | 40,0 | 3,18 | 55,6 |
| 13.sep | 12,5 | 8 | 4,5 | 36,0 | 3,07 | 38,4 |
| 15.sep | 14,8 | 6,8 | 8 | 54,1 | 3,01 | 44,6 |
| 17.sep | 66,5 | 58 | 8,5 | 12,8 | 1,90 | 126,6 |
| 19.sep | 13 | 8,5 | 4,5 | 34,6 | 3,38 | 44,0 |
| 21.sep | 83 | 74,5 | 8,5 | 10,2 | 11,45 | 950,6 |
| 30.sep | 33,7 | 28,7 | 5 | 14,8 | 2,38 | 80,3 |
| 01.okt | 11,5 | 8,8 | 2,7 | 23,5 | 2,25 | 25,8 |
| 02.okt | 10,6 | 8,1 | 2,5 | 23,6 | 2,16 | 22,9 |
| 03.okt | 270 | 246 | 24 | 8,9 | 7,25 | 1956,8 |
| 04.okt | 113 | 99 | 14 | 12,4 | 4,95 | 558,9 |
| 05.okt | 138 | 124 | 14 | 10,1 | 5,73 | 790,3 |
| 06.okt | 55 | 48,7 | 6,3 | 11,5 | 1,96 | 107,8 |
| 07.okt | 26 | 22 | 4 | 15,4 | 10,37 | 269,6 |
| 13.okt | 5,5 | 3,5 | 2 | 36,4 | 3,77 | 20,7 |
| 14.okt | 11,7 | 8,7 | 3 | 25,6 | 3,48 | 40,7 |
| 15.okt | 26,5 | 20 | 6,5 | 24,5 | 3,19 | 84,6 |
| 16.okt | 55,5 | 46,5 | 9 | 16,2 | 8,67 | 481,3 |
| 17.okt | 58,5 | 51 | 7,5 | 12,8 | 11,11 | 650,0 |
| 18.okt | 52 | 46,5 | 5,5 | 10,6 | 12,37 | 643,3 |
| 19.okt | 15,3 | 13 | 2,3 | 15,0 | 12,54 | 191,8 |
| 20.okt | 53 | 47 | 6 | 11,3 | 8,47 | 448,7 |
| | | | | | | |
| 27.apr | 23 | 21 | 2 | 8,7 | 2,37 | 54,5 |
| 29.apr | 27 | | | | 2,34 | 63,3 |
| 30.apr | 40 | 37 | 3 | 7,5 | 3,29 | 131,5 |
| 01.mai | 54 | | | | 3,43 | 185,0 |
| 02.mai | 159 | 152 | 7 | 4,4 | 3,37 | 535,9 |
| 04.mai | 55 | | | | 3,33 | 183,1 |
| 05.mai | 39 | 36 | 3 | 7,7 | 3,03 | 118,1 |
| 06.mai | 23 | | | | 2,67 | 61,4 |
| 08.mai | 43 | 40 | 3 | 7,0 | 2,21 | 94,8 |
| 10.mai | 48 | | | | 3,14 | 150,6 |
| 12.mai | 86 | 82 | 4 | 4,7 | 2,60 | 223,9 |
| 14.mai | 56 | | | | 2,30 | 128,9 |

| | | | | | | |
|--------|------|------|-----|------|-------|--------|
| 16.mai | 43 | 39 | 4 | 9,3 | 2,19 | 94,3 |
| 18.mai | 28 | | | | 2,12 | 59,5 |
| Min | 5,5 | 3,5 | 2 | 4,4 | 1,90 | 20,7 |
| Max | 270 | 246 | 24 | 54,1 | 12,54 | 1956,8 |
| Snitt | 49,1 | 44,6 | 6,1 | 19,1 | 4,46 | 252,8 |

Vedlegg C. Sedimentfelldata

Stasjonsbetegnelse, tidsperioder, mengde materiale og fluks av partikler beregnet fra sedimentfeller i Drammensfjorden 2004 og 2005.

Innsamlingperiode 1:

| Dato ut | Dato Inn | Antall dager | Stasjonsnavn | Tørrvekt sediment, g | g/cm ² | mg/cm ² /d | mg/cm ² /d gjsnitt | Posisjon N | Posisjon E |
|------------|------------|--------------|----------------------|----------------------|-------------------|-----------------------|-------------------------------|------------|------------|
| 08.09.2004 | 28.10.2004 | 50 | Tangenrenna A | 5,7 | 0,073 | 1,5 | 1,6 | 59 44,115 | 10 13,121 |
| 08.09.2004 | " | 50 | Tangenrenna B | 6,9 | 0,088 | 1,8 | | 59 44,115 | 10 13,121 |
| 08.09.2004 | " | 50 | Tangenbanken ytre A | 4,7 | 0,059 | 1,2 | 1,2 | 59 43,511 | 10 14,512 |
| 08.09.2004 | " | 50 | Tangenbanken ytre B | 4,9 | 0,063 | 1,3 | | 59 43,511 | 10 14,512 |
| 08.09.2004 | " | 50 | Tangenbanken indre A | 4,0 | 0,051 | 1,0 | 1,0 | 59 43,857 | 10 14,875 |
| 08.09.2004 | " | 50 | Tangenbanken indre B | 3,9 | 0,050 | 1,0 | | 59 43,857 | 10 14,875 |
| 09.09.2004 | " | 49 | Solumstrand A | 11,9 | 0,152 | 3,1 | 3,2 | 59 42,580 | 10 16,504 |
| 09.09.2004 | " | 49 | Solumstrand B | 13,0 | 0,165 | 3,4 | | 59 42,580 | 10 16,504 |
| 08.09.2004 | " | 50 | Holmen A | 12,4 | 0,158 | 3,2 | 3,2 | 59 44,272 | 10 14,29,5 |
| 08.09.2004 | " | 50 | Holmen B | 12,6 | 0,161 | 3,2 | | 59 44,272 | 10 14,29,5 |
| 09.09.2004 | " | 49 | Lierstranda A | 3,1 | 0,040 | 0,8 | 0,8 | 59 44,666 | 10 14,945 |
| 09.09.2004 | " | 49 | Lierstranda B | MISTET | | | | 59 44,666 | 10 14,945 |
| 09.09.2004 | " | 49 | Utløp Lierelva A | 16,0 | 0,204 | 4,2 | 4,2 | 59 44,778 | 10 16,895 |
| 09.09.2004 | " | 49 | Utløp Lierelva B | MISTET | | | | 59 44,778 | 10 16,895 |

Innsamlingperiode 2:

| Dato | Dato | Antall | Stasjonsnavn | Tørrvekt sediment, | g/cm2 | mg/cm2/d | mg/cm2/d | Posisjon N | Posisjon E |
|------------|------------|--------|-------------------------|-----------------------|-------|----------|----------------|------------|---------------|
| ut | Inn | dager | | g | | | gjenn snitt | | |
| 28.10.2004 | 29.11.2004 | 32 | Tangenrenna A | 1,0 | 0,012 | 0,4 | 0,4 | 59 44,115 | 10 13,121 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Tangenrenna B | 0,9 | 0,011 | 0,3 | | 59 44,115 | 10 13,121 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Tangenbanken ytre A | 2,6 | 0,033 | 1,0 | 0,8 | 59 43,511 | 10 14,512 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Tangenbanken ytre B | 1,4 | 0,018 | 0,6 | | 59 43,511 | 10 14,512 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Tangenbanken indre A | 1,2 | 0,015 | 0,5 | 0,5 | 59 43,857 | 10 14,875 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Tangenbanken indre B | 1,2 | 0,016 | 0,5 | | 59 43,857 | 10 14,875 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Solumstrand A | 1,3 | 0,016 | 0,5 | 0,5 | 59 42,580 | 10 16,504 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Solumstrand B | 1,2 | 0,015 | 0,5 | | 59 42,580 | 10 16,504 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Holmen A | 8,8 | 0,113 | 3,5 | 3,4 | 59 44,272 | 10 14 29,5 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Holmen B | 8,4 | 0,108 | 3,4 | | 59 44,272 | 10 14 29,5 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Lierstranda A | MISTET | | | | 59 44,666 | 10 14,945 |
| 28.10.2004 | " | 32 | Lierstranda B | MISTET | | | | 59 44,666 | 10 14,945 |
| 28.10.2004 | " | 32 | *Utløp Lierelva A | 69,6 | 0,887 | 27,7 | 28,1 | 59 44,778 | 10 16,895 |
| 28.10.2004 | " | 32 | *Utløp Lierelva B | 71,7 | 0,913 | 28,5 | | 59 44,778 | 10 16,895 |

* Fellestasjonen var flyttet ut av fuglereservatområdet, sannsynligvis slept langs bunn, delvis årsak til så mye materiale i fellene.

Innsamlingsperiode 3:

| Dato | Dato | Antall | Stasjonsnavn | Tørrvekt sediment, | g/cm2 | mg/cm2/d | mg/cm2/d | Posisjon N | Posisjon E |
|------------|------------|--------|-------------------------|-----------------------|-------|----------|------------|------------|---------------|
| ut | Inn | dager | | g | | | gjennsnitt | | |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Tangenrenna A | 3,9 | 0,049 | 1,0 | 1,1 | 59 44,115 | 10 13,121 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Tangenrenna B | 4,7 | 0,059 | 1,2 | | 59 44,115 | 10 13,121 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Tangenbanken ytre A | 3,0 | 0,038 | 0,7 | 0,7 | 59 43,511 | 10 14,512 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Tangenbanken ytre B | 2,7 | 0,035 | 0,7 | | 59 43,511 | 10 14,512 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Tangenbanken indre A | 2,9 | 0,037 | 0,7 | 0,7 | 59 43,857 | 10 14,875 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Tangenbanken indre B | 2,9 | 0,037 | 0,7 | | 59 43,857 | 10 14,875 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Solumstrand A | 3,2 | 0,041 | 0,8 | 0,8 | 59 42,580 | 10 16,504 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Solumstrand B Holmen | 3,1 | 0,040 | 0,8 | | 59 42,580 | 10 16,504 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Holmen A | 42,5 | 0,542 | 10,6 | 10,7 | 59 44,272 | 10 14 29,5 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Holmen B | 42,9 | 0,546 | 10,7 | | 59 44,272 | 10 14 29,5 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Lierstranda A | 2,0 | 0,025 | 0,5 | 0,5 | 59 44,666 | 10 14,945 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Lierstranda B | 1,9 | 0,024 | 0,5 | | 59 44,666 | 10 14,945 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Utløp Lierelva A | 40,6 | 0,517 | 10,1 | | 59 44,778 | 10 16,895 |
| 12.04.2005 | 02.06.2005 | 51 | Utløp Lierelva B | 40,4 | 0,515 | 10,1 | | 59 44,778 | 10 16,895 |

ANALYSERESULTATER:

Total nitrogen, total organisk karbon og metaller

| | TN | TOC | Cd- | Cr- | Cu- | Hg | Ni- | Pb- | Zn- |
|-----------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | µg/mg | µg/mg | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g |
| Innsamlings periode 1. | G 6 | G 6 | E 9-5 | E 9-5 | E 9-5 | E 4-3 | E 9-5 | E 9-5 | E 9-5 |
| NIVA metode | | | | | | | | | |
| Tangenrenna 1A+1B | | 82,3 | 0,5 | 32,3 | 47,1 | 0,14 | 22,1 | 37 | 201 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk 1A+1B | | 59 | 0,3 | 40,1 | 67,6 | 0,15 | 30,3 | 47,1 | 239 |
| Tangenbanken indre 1B+1B | | 59,7 | 0,2 | 38,9 | 341 | 0,16 | 29,6 | 60,5 | 320 |
| Solumstrand 1A+1B | | 13 | 0,2 | 37,1 | 37,7 | 0,049 | 36,1 | 21 | 121 |
| Holmen 1A+1B | | 20,4 | 0,4 | 37,7 | 52,4 | 0,18 | 36,4 | 65 | 294 |
| Lierstranda 1 | | 27,2 | 0,2 | 38,6 | 54,2 | 0,14 | 33,4 | 37 | 167 |
| Utløp Lierelva 1A | | 26,9 | 0,4 | 31,9 | 38 | 0,06 | 30,7 | 18 | 146 |
| Dr. elva | 17,5 | 144 | 0,73* | 37,3 | 1300* | 0,19 | 28,4 | 316* | 343 |
| Lierelva | 9,1 | 60,6 | 0,72* | 38,3 | 323* | 0,061 | 42,1 | 24 | 289 |
| Innsamlingsperiode 2 | | | | | | | | | |
| Utløp Drammenselva A+B | | 134 | 0,5 | 31,5 | 103 | 0,16 | 20 | 37,5 | 166 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk A+B | | 55,6 | 0,3 | 39,1 | 87,3 | 0,25 | 30,2 | 63,1 | 243 |
| Tangenbanken indre A+B | | 63,7 | 0,3 | 41,1 | 185 | 0,27 | 29,5 | 91,9 | 288 |
| Solumstrand A+B | | 38,8 | 0,2 | 33,1 | 80,1 | 0,13 | 28 | 28,8 | 156 |
| Holmen A+B | | 19,3 | 0,3 | 35,3 | 63,6 | 0,34 | 33,4 | 72,9 | 273 |
| Utløp Lierelva A+B | | 13,8 | 0,2 | 22,7 | 21,3 | 0,035 | 22,1 | 13 | 90,4 |
| Drammenselva | | 68,1 | 2* | 75,8 | 2470* | 0,12 | 51,4 | 112* | 420 |
| Lierelva | 2,6 | 20,3 | 0,77* | 41,2 | 200* | 0,062 | 44,6 | 21 | 268 |
| Innsamlingsperiode 3 | | | | | | | | | |
| Tangenrenna 1A+1B | | 99,5 | 0,5 | 29,3 | 54,3 | 0,11 | 21,2 | 29 | 170 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk 1A+1B | | 45,9 | 0,4 | 37,5 | 140 | 0,3 | 30,7 | 56,2 | 279 |
| Tangenbanken indre 1A+1B | | 57,5 | 0,5 | 38,9 | 218 | 0,23 | 30,4 | 63,1 | 751 |
| Solumstrand 1A+1B | | 37,3 | 0,3 | 28,8 | 48,2 | 0,17 | 24,4 | 25 | 138 |
| Holmen 1A+1B | | 13,8 | 0,4 | 32,8 | 57,8 | 0,37 | 34,2 | 65,7 | 261 |
| Lierstranda 1A+1B | | 30,3 | 0,4 | 33,1 | 55,6 | 0,18 | 28 | 38 | 163 |
| Utløpt Lierelva 1A+1B | | 21,5 | 0,4 | 26,5 | 24,1 | 0,043 | 28,4 | 15 | 134 |
| Dr.elva | | 120 | 1 | 34,6 | 133 | 0,13 | 22,7 | 36 | 379 |
| Lierelva | | 111 | 0,5 | 28,7 | 62,3 | 0,047 | 27,8 | 18 | 261 |

*Kontaminering

PCB forbindelser ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.)

| Innsamlings periode 1. | CB28- | CB52- | CB101- | CB118- | CB153- | CB138- | CB180- | Sum PCB7 Beregnet* |
|-----------------------------------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------------------|
| NIVA metode | H 3-3 | H 3-3 | H 3-3 | H 3-3 | H 3-3 | H 3-3 | H 3-3 | |
| Tangenrenna 1A+1B | <1 | i | 1,3 | <1 | 3,6 | 3,8 | 3,2 | 11,9 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk 1A+1B | <1 | <1 | 1,4 | <1 | i | 3,4 | 3,1 | 7,9 |
| Tangenbanken indre 1B+1B | 0,83 | 1,1 | 1,5 | 1,1 | i | 3 | 2,5 | 10,03 |
| Solumstrand 1A+1B | <1 | <1 | <1 | <1 | i | <1 | <1 | 0 |
| Holmen 1A+1B | <1 | <1 | 1,7 | <1 | 5,9 | 5,2 | 6,7 | 19,5 |
| Lierstranda 1 | <1 | <1 | 1,3 | 1,2 | i | 3,7 | 2,9 | 9,1 |
| Utløp Lierelva 1A | <1 | <1 | <1 | <1 | i | <1 | <1 | 0 |
| Dr. elva | <1 | <1 | 1,5 | 1 | 3,6 | 3,4 | 2,8 | 12,3 |
| Lierelva | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 0 |
| Innsamlingsperiode 2 | | | | | | | | |
| Utløp Drammenselva A+B | 2,6 | <1,5 | <1,5 | <1,5 | 1,8 | 1,8 | <1,5 | 6,2 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk A+B | 2,1 | <1,5 | <1,5 | <1,5 | 2,5 | 2,4 | 2,1 | 9,1 |
| Tangenbanken indre A+B | <3,5 | <3,5 | <3,5 | <3,5 | i | 3,7 | <3,5 | 3,7 |
| Solumstrand A+B | <1 | <1 | <1 | <1 | i | 1,8 | 1,2 | 3 |
| Holmen A+B | <1 | <1 | <1 | <1 | 2,2 | 1,9 | 3,4 | 7,5 |
| Utløp Lierelva A+B | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 0 |
| Drammenselva | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 0 |
| Lierelva | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 0 |
| Innsamlingsperiode 3 | | | | | | | | |
| Tangenrenna 1A+1B | 0,93 | 1 | 3 | 1,8 | 4,5 | 4,7 | 2,7 | 18,63 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk 1A+1B | 1,2 | 1,7 | 2,1 | 1,5 | 2,8 | 2,8 | 2,4 | 14,5 |
| Tangenbanken indre 1A+1B | 1,8 | 6,6 | i | 2,4 | 6,5 | 6,4 | 6,3 | 30 |
| Solumstrand 1A+1B | i | i | i | i | 2,8 | 2,5 | 3,9 | 9,2 |
| Holmen 1A+1B | 0,49 | 0,76 | 2 | 1,1 | 4,1 | 3,6 | 3,5 | 15,55 |
| Lierstranda 1A+1B | 2,9 | 2,9 | 3,7 | 2,6 | 5 | 5,3 | 3,6 | 26 |
| Utløpt Lierelva 1A+1B | <0,2 | i | <0,2 | <0,2 | 0,28 | i | 0,21 | 0,49 |
| Dr.elva | 1,6 | s1,7 | 2,2 | 3,7 | 2,5 | 2,8 | 2 | s16,5 |
| Lierelva | 0,34 | s1,2 | 0,71 | 0,3 | 0,79 | 0,49 | 0,49 | s4,32 |

i = ikke påvist

s = "suspekt" CB-52 delvis dekket i kromatogrammet

DDT og PAH-forbindelser ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.)

| Innsamlingsperiode 1 | p,p`DDT | NAP | ACNLE | ACNE | FLE | DBTHI- | PA | ANT |
|-----------------------------------|----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|
| NIVA-metode | H 3-3 | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 |
| Tangenrenna 1A+1B | 3,1 | 34 | 7,2 | 6 | 7,9 | | 69 | 16 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk 1A+1B | 4,4 | 33 | 16 | 9,8 | 8,5 | | 92 | 29 |
| Tangenbanken indre 1B+1B | <2 | 55 | 16 | 73 | 40 | | 330 | 56 |
| Solumstrand 1A+1B | <2 | 17 | 2,7 | <3 | <3 | | 16 | 8,2 |
| Holmen 1A+1B | 6,3 | 49 | 26 | 5,5 | 11 | | 130 | 42 |
| Lierstranda 1 | 4,7 | 74 | 30 | 25 | 32 | | 170 | 130 |
| Utløp Lierelva 1A | 3,1 | 7,3 | <3 | <3 | <3 | | 12 | 2,8 |
| Dr. elva | <2 | 13 | 4,2 | <2 | 3,2 | | 74 | 5,1 |
| Lierelva | 2 | 6 | <2 | <2 | 2 | | 10 | <2 |
| Innsamlingsperiode 2 | | | | | | | | |
| Utløp Drammenselva A+B | <3 | 38 | 11 | <10 | 15 | | 310 | 23 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk A+B | <3 | 49 | 26 | <10 | 10 | | 130 | 40 |
| Tangenbanken indre A+B | <7 | 230 | 11 | 160 | 90 | | 540 | 100 |
| Solumstrand A+B | <2 | 34 | 11 | 5,7 | 9,2 | | 58 | 60 |
| Holmen A+B | 8 | 37 | 20 | <6 | 8 | | 110 | 36 |
| Utløp Lierelva A+B | <2 | 4,1 | <3 | <3 | <3 | | 6,7 | <3 |
| Drammenselva | <2 | 25 | 16 | <7 | <7 | | 31 | 7,1 |
| Lierelva | 3,1 | 7,8 | <2 | <2 | <2 | | 11 | <2 |
| Innsamlingsperiode 3 | | | | | | | | |
| Tangenrenna 1A+1B | 2,3 | 17 | 4,7 | 4,4 | 9,4 | 11 | 120 | 8,4 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk 1A+1B | 1,2 | 61 | 21 | 25 | 32 | 21 | 280 | 33 |
| Tangenbanken indre 1A+1B | 1,7 | 83 | 21 | 50 | 42 | 27 | 350 | 45 |
| Solumstrand 1A+1B | 6,7 | 27 | 7,1 | 4,5 | 12 | 9,4 | 87 | 67 |
| Holmen 1A+1B | <1 | 160 | 87 | 16 | 35 | 42 | 570 | 96 |
| Lierstranda 1A+1B | 2,1 | 100 | 28 | 39 | 60 | 43 | 310 | 170 |
| Utløpt Lierelva 1A+1B | 2,7 | 3,6 | <2 | <2 | <2 | <2 | 11 | <2 |
| Dr.elva | 0,94 | 94 | 2,8 | 45 | 22 | 9,4 | 120 | 1,8 |
| Lierelva | 3,1 | 9,5 | <1 | <1 | <2 | <2 | <15 | <1 |

PAH forbindelser ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.)

| Innsamlingsperiode 1 | FLU | PYR | BAA | CHRTR | BBF | BJKF | BKF |
|-----------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| NIVA-metode | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 | H 2-3 |
| Tangenrenna 1A+1B | 150 | 130 | 61 | 69 | 130 | | 45 |
| Tangenbanken | | | | | | | |
| ytre/Flytedokk 1A+1B | 200 | 180 | 99 | 100 | 200 | | 66 |
| Tangenbanken indre 1B+1B | 530 | 450 | 230 | 260 | 380 | | 120 |
| Solumstrand 1A+1B | 43 | 33 | 18 | 24 | 37 | | 15 |
| Holmen 1A+1B | 370 | 320 | 180 | 180 | 360 | | 130 |
| Lierstranda 1 | 400 | 290 | 190 | 180 | 340 | | 130 |
| Utløp Lierelva 1A | 24 | 23 | 9,1 | 14 | 25 | | 8,6 |
| Dr. elva | 130 | 76 | 13 | 25 | 40 | | 15 |
| Lierelva | 9,3 | 8,1 | 2,5 | 5,6 | 11 | | 2,8 |
| Innsamlingsperiode 2 | | | | | | | |
| Utløp Drammenseelva A+B | 270 | 170 | 46 | 61 | 100 | | 38 |
| Tangenbanken | | | | | | | |
| ytre/Flytedokk A+B | 290 | 240 | 120 | 130 | 240 | | 98 |
| Tangenbanken indre A+B | 1600 | 1000 | 200 | 310 | 550 | | 180 |
| Solumstrand A+B | 120 | 110 | 56 | 59 | 110 | | 40 |
| Holmen A+B | 330 | 360 | 150 | 170 | 320 | | 130 |
| Utløp Lierelva A+B | 14 | 11 | 4,5 | 7,1 | 12 | | 5,5 |
| Drammenseelva | 67 | 60 | 25 | 31 | 60 | | 24 |
| Lierelva | 13 | 9,7 | 3,3 | 8,1 | 13 | | 5 |
| Innsamlingsperiode 3 | | | | | | | |
| Tangenrenna 1A+1B | 220 | 150 | 44 | 65 | 99 | 35 | |
| Tangenbanken | | | | | | | |
| ytre/Flytedokk 1A+1B | 710 | 550 | 220 | 250 | 400 | 160 | |
| Tangenbanken indre | | | | | | | |
| 1A+1B | 720 | 570 | 260 | 320 | 470 | 190 | |
| Solumstrand 1A+1B | 200 | 150 | 61 | 86 | 140 | 57 | |
| Holmen 1A+1B | 2400 | 2000 | 910 | 1100 | 1600 | 730 | |
| Lierstranda 1A+1B | 910 | 590 | 360 | 350 | 570 | 250 | |
| Utløpt Lierelva 1A+1B | 19 | 16 | 5,5 | 12 | 18 | 6,1 | |
| Dr.elva | 200 | 140 | 55 | 79 | 63 | 31 | |
| Lierelva | <10 | <7 | <3 | 4 | <8 | <4 | |

PAH forbindelser ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.)

| Innsamlingsperiode 1 NIVA-metode | BEP H 2-3 | BAP H 2-3 | PER H 2-3 | ICDP H 2-3 | DBA3A H 2-3 | BGHIP H 2-3 | Sum PAH Beregnet* |
|---|----------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------------|
| Tangenrenna 1A+1B | | 72 | | 69 | 14 | 80 | 960,1 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk 1A+1B | | 120 | | 120 | 24 | 120 | 1417,3 |
| Tangenbanken indre 1B+1B | | 230 | | 210 | 51 | 200 | 3231 |
| Solumstrand 1A+1B | | 19 | | 27 | 5,4 | 32 | 297,3 |
| Holmen 1A+1B | | 230 | | 230 | 45 | 220 | 2528,5 |
| Lierstranda 1 | | 210 | | 180 | 38 | 180 | 2599 |
| Utløp Lierelva 1A | | 11 | | 13 | <3 | 15 | 164,8 |
| Dr. elva | | 19 | | 26 | 3,7 | 31 | 478,2 |
| Lierelva | | 3,3 | | 5,3 | <2 | 7,7 | 73,6 |
| Innsamlingsperiode 2 | | | | | | | |
| Utløp Drammenseelva A+B | | 55 | | 52 | 10 | 63 | 1262 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk A+B | | 140 | | 130 | 26 | 150 | 1819 |
| Tangenbanken indre A+B | | 150 | | i | i | i | 5121 |
| Solumstrand A+B | | 63 | | 64 | 13 | 70 | 882,9 |
| Holmen A+B | | 260 | | 130 | 23 | 220 | 2304 |
| Utløp Lierelva A+B | | 5,1 | | 5,5 | <3 | 7,6 | 83,1 |
| Drammenseelva | | 31 | | 30 | 5,6 | 41 | 453,7 |
| Lierelva | | 4,1 | | 7,9 | <2 | 13 | 95,9 |
| Innsamlingsperiode 3 | | | | | | | |
| Tangenrenna 1A+1B | 64 | 46 | 41 | 60 | 12 | 66 | 1076,9 |
| Tangenbanken ytre/Flytedokk 1A+1B | 250 | 230 | 120 | 240 | 61 | 260 | 3924 |
| Tangenbanken indre 1A+1B | 280 | 260 | 140 | 260 | 69 | 270 | 4427 |
| Solumstrand 1A+1B | 86 | 42 | 88 | 140 | 33 | 140 | 1437 |
| Holmen 1A+1B | 1100 | 970 | 400 | 1300 | 300 | 1200 | 15016 |
| Lierstranda 1A+1B | 330 | 290 | 190 | 330 | 79 | 290 | 5289 |
| Utløpt Lierelva 1A+1B | 12 | 5,8 | 13 | 8,2 | <2 | 11 | 141,2 |
| Dr.elva | 43 | 26 | 20 | <20 | <4 | 30 | 982 |
| Lierelva | <5 | <6 | 6,8 | <9 | <4 | <6 | 20,3 |

KPAH (potensielt kreftfremkallende PAH), NPD (oljerelaterte PAH forbindelser) og tinnorganiske forbindelser ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.)

| Innsamlingsperiode 1 | Sum KPAH | Sum NPD | MBT | DBT | TBT | MPhT | DPhT | TPhT |
|-----------------------------|------------------|------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| NIVA-metode | Beregnet* | Beregnet* | H 14-1* | H 14-1* | H 14-1* | H 14-1* | H 14-1* | H 14-1* |
| Tangenrenna 1A+1B | 391 | 103 | 28 | 70 | 78 | <2 | <2 | <2 |
| Tangenbanken | | | | | | | | |
| ytte/Flytedokk 1A+1B | 629 | 125 | 73 | 250 | 860 | <2 | <2 | <2 |
| Tangenbanken indre | | | | | | | | |
| 1B+1B | 1221 | 385 | 630 | 2000 | s11000 | 42 | <2 | 15 |
| Solumstrand 1A+1B | 121,4 | 33 | 24 | 32 | 23 | <2 | <2 | <2 |
| Holmen 1A+1B | 1175 | 179 | 20 | 27 | 35 | 7,7 | <2 | 3,4 |
| Lierstranda 1 | 1088 | 244 | 70 | 89 | 130 | <2 | <2 | <2 |
| Utløp Lierelva 1A | 66,7 | 19,3 | 28 | 60 | 10 | <2 | <2 | <2 |
| Dr. elva | 116,7 | 87 | m | m | m | m | m | m |
| Lierelva | 24,9 | 16 | 44 | 150 | 48 | <1 | i | i |
| Innsamlingsperiode 2 | | | | | | | | |
| Utløp Drammenselva | | | | | | | | |
| A+B | 301 | 348 | 54 | 61 | 33 | <2 | <2 | <2 |
| Tangenbanken | | | | | | | | |
| ytte/Flytedokk A+B | 754 | 179 | 90 | 190 | 620 | <2 | <2 | <2 |
| Tangenbanken indre | | | | | | | | |
| A+B | 1080 | 770 | 440 | 1200 | 8500 | 32 | 3,9 | 88 |
| Solumstrand A+B | 346 | 92 | 56 | 110 | 410 | 2,5 | <2 | 2,6 |
| Holmen A+B | 1013 | 147 | 4,3 | 8,2 | 14 | <2 | <2 | <2 |
| Utløp Lierelva A+B | 32,6 | 10,8 | 3,2 | 5,5 | 6,6 | <2 | <2 | <2 |
| Drammenselva | 175,6 | 56 | 63 | 18 | 26 | i | i | <5 |
| Lierelva | 33,3 | 18,8 | 4,1 | 8 | 15 | <1 | <1 | <1 |
| Innsamlingsperiode 3 | | | | | | | | |
| Tangenrenna 1A+1B | 296 | 148 | 280 | 500 | 580 | 16 | 10 | <2 |
| Tangenbanken | | | | | | | | |
| ytte/Flytedokk 1A+1B | 1311 | 362 | 58 | 180 | 520 | 9 | <2 | <2 |
| Tangenbanken indre | | | | | | | | |
| 1A+1B | 1509 | 460 | 220 | 520 | 620 | 280 | 14 | 36 |
| Solumstrand 1A+1B | 473 | 123,4 | 150 | 360 | 980 | 19 | 3 | 4,2 |
| Holmen 1A+1B | 5810 | 772 | 200 | 480 | 620 | 8,2 | 3,4 | <2 |
| Lierstranda 1A+1B | 1879 | 453 | 170 | 380 | 600 | 7,2 | 2,2 | <2 |
| Utløpt Lierelva | | | | | | | | |
| 1A+1B | 43,6 | 14,6 | 140 | 220 | 160 | 2,2 | <2 | <2 |
| Dr.elva | 175 | 223,4 | m | m | m | m | m | m |
| Lierelva | 0 | 9,5 | 30 | 13 | 2,8 | <1 | <2 | <2 |

s= overstiger kalibreringskurven

m= ikke målt

i=ikke påvist