Statlig program for forurensningsovervåking
TA-2210/2006

Miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, 2005–2006

972
2006

sft: NIVA NILU

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor
Gaustadalléen 21
0349 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
5817 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, 2005-2006	5313-2006	desember 2006
	Prosjektnr. Undernr. O-25306	Sider Pris 53 s. + vedlegg
Forfatter(e) Eirik Fjeld, NIVA Sigurd Rognerud, NIVA Ellen Katrin Enge, NILU Anders R. Borgen, NILU Christian Dye, NILU	Fagområde Overvåkning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Øst-Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Statens forurensningstilsyn, SFT	kontrakr nr. 4006004

Sammendrag

I en ny kartlegging av miljøgifter i Mjøsa er det vinteren 2005-2006 tatt prøver av overflatesedimenter ved 26 stasjoner. Ved fem av disse er det også tatt kjerneprøver som er datert, slik at utviklingen i forurensningssituasjonen kunne følges fra slutten av 1970-tallet og frem til i dag. Det har vært analysert på de bromerte flammehemmerne polybromerte difenyletere (PBDE), heksabromsyklododekan (HBCDD) og tetrabrombisfenol A (TBBPA); polyklorerte bifenyler (PCB), klorerte parafiner (kort- og mellomkjedede, S/MCCP), bisfenol A, diklor-difenyltrikloretan (DDT) med nedbrytningsproduktene DDD og DDE, dioksiner og dioksinliknende PCB, samt kvikksølv. Prøvene viser en betydelig økning av flammehemmerene PBDE og HBCDD i sedimenter ved Lillehammer fra midten av 1990-tallet og fram til tidlig på 2000-tallet. En tilsvarende kraftig økning er ikke observert andre steder i Mjøsa. Flammehemmeren TBBPA ble ikke påvist i detekterbare konsentrasjoner. Konsentrasjonene av PCB har sunket siden slutten av 1990-tallet, men enkelte stasjoner utenfor bynære områder var fortsatt markert forurenset. Det ble funnet tildels høye nivåer av DDT med nedbrytningsprodukter i overflatesedimentene ved flere stasjoner, særlig i Furnesfjorden og utenfor Hunnselva ved Gjøvik. For de øvrige organiske miljøgiftene var bildet variert og forhøyede nivåer forekom sporadisk. Kvikksølvnivåene i overflatesedimentene bar i hovedsak preg av ubetydelig lokale tilførsler.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. organiske miljøgifter	1. organic pollutants
2. kvikksølv	2. mercury
3. sedimenter	3. sediments
4. ferskvann	4. freshwater



Eirik Fjeld
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

ISBN 82-577-5044-1

Miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, 2005–2006

Forord

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) kartlagt forekomsten av utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, vinteren 2005/2006. Det har vært analysert for ulike bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A, PCB, dioksiner og kvikksølv.

Bakgrunnen for undersøkelsen er resultatene fra tidligere overvåkinger av Mjøsa som har vist høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere i sedimenter og fisk. Dessuten har Mjøsa lenge vært forurenset med PCB, kvikksølv og dioksin. De tre sistnevnte stoffene gir opphavet til kostholdsråd på fisk fra Mjøsa.

Målsetningen med undersøkelsen har vært todelt. Et mål har vært å bestemme innholdet av miljøgifter i overflatesedimenter fra bynære områder for å avdekke i hvilken grad disse er påvirket av forurensinger som kan stamme fra overflateavrenningen i urbane områder.

Et annet mål har vært å studere den historiske utviklingen i forurensningssituasjonen ved analyser av daterte sedimentkjerner. Dette skal danne basis for en framtidig trend-overvåkning av miljøgifter i Mjøsas sedimenter.

Feltarbeidet med prøveinnsamling har blitt gjort av NIVA ved DA-leder Sigurd Rognerud og forsker Eirik Fjeld. Prosjektleder og hovedansvarlig for rapportskrivningen har vært Eirik Fjeld.

De kjemiske analysene av miljøgiftene er gjort ved NILU, og seniorforsker Ellen Katrin Enge har vært ansvarshavende for denne delen av undersøkelsen. Anders R. Borgen gjort en vesentlig innsats for kvantifiseringen av SCCP/MCCP, og Christian Dye har gjort tilsvarende for TBBPA og BPA. Ellers må nevnes Erik Andresen (Hg), Inger-Christin Bråten (organisk opparbeidelse), Hans Gundersen og Martin S. Andersen (GC/MS-kjøringer).

De radiologiske dateringene av sedimentkjernene er utført ved The Gamma Dating Center, Geografisk Institut, Københavns Universitet.

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

I undersøkelsen har vi inkludert et prøvemateriale fra området ved den nye Skibladnerbrygga ved Vingnes, Lillehammer. Prøvene er tatt for Oppland Fylkes-kommune, og kontaktperson her har vært Morten Storsveen.

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

Oslo, 13. desember 2006

Eirik Fjeld

Innhold

1. Sammendrag 1

2. Extended abstract 4

3. Bakgrunn og formål 8

4. Materiale og metoder 9
4.1 Stasjonsbeskrivelse 9
4.2 Prøvetaking 11
4.3 Kjemisk analyse 12
4.3.1 Analyserte forbindelser 12
4.3.2 Organiske komponenter (PCDD/PCDF, PCB, PBDE, HBCDD, TBBPA, SCCP, MCCP, BPA) 12
4.3.3 Kvikksølv (Hg) 13
4.4 Datering av sedimenter 13

5. Polybromerte difenyletere (PBDE) 15
5.1 PBDE i overflatesedimenter 15
5.2 PBDE i daterte sedimentkjerner 20

6. Heksabromsyklododekan (HBCDD) 25
6.1 HBCDD i overflatesedimenter 25
6.1.1 HBCDD i daterte sedimenter 28

7. Tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A 30
7.1 TBBPA og bisfenol A i overflatesedimenter 30
7.2 TBBPA og bisfenol A i daterte sedimenter 31

8. Polyklorerte bifenyler (PCB) 33
8.1 PCB i overflatesedimenter 33
8.2 PCB i daterte sedimentkjerner 36

9. Klorerte parafiner (SCCP og MCCP) 38
9.1 SCCP og MCCP i overflatesedimenter 38
9.2 SCCP og MCCP i daterte sedimentkjerner 39

10. DDT med nedbrytningsprodukter (DDE og DDD) 42

11. Dioksiner og dioksinliknende PCB i daterte sedimenter 44

12. Kvikksølv (Hg) 46
12.1 Kvikksølv i overflatesedimenter 46
12.2 Kvikksølv i daterte sedimentkjerner 47

13. Konklusjoner 49

14. Referanser 52

1. Sammendrag

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) kartlagt forekomsten av utvalgte miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, vinteren 2005/2006. Det har vært analysert for ulike bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A, PCB, dioksiner og kvikksølv.

Formålet med undersøkelsen var å utarbeide en detaljert oversikt over miljøgiftene i sedimentene i Mjøsa, med fokus på to problemstillinger. Første mål var å bestemme innholdet av miljøgifter i sedimenter utenfor de store byene, for å belyse hvorvidt overflateavrenningen bidrar med miljøgifter. Andre mål var å belyse den historiske utviklingen i forurensningssituasjonen ved analyser av daterte sedimentkjerner. Ved å ta prøver av bunnsediment kan man få en oversikt over utviklingen i konsentrasjon av miljøgifter over en lengre tidsperiode.

I alt ble det undersøkt miljøgifter ved 26 forskjellige stasjoner i Mjøsa. Fra fem stasjoner ble det analysert i de seks øverste 1-cm sjiktene fra daterte sedimentkjerner. Fra de øvrige stasjonene ble overflatesedimentene analysert. Alle konsentrasjoner som omtales er angitt som tørrvekt.

Overflatesedimenter fra bynære områder
Overflatesedimentene fra de bynære områdene utenfor Lillehammer, Gjøvik og Hamar hadde generelt forhøyede nivåer av bromerte flammehemmere av typen polybromerte difenyletere (PBDE) og PCB. Dette viser at lokale kilder setter sitt preg på sedimentene utenfor byene. For de øvrige organiske miljøgiftene var bildet mer variert og markert forhøyede nivåer forekom mer sporadisk.

Konsentrasjonene av PBDE ved de mer forurensede stasjonene utenfor de tre byene lå i intervallet 30–95 ng/g. Dette er tildels betydelig høyere enn de nivåene vi tidligere har rapportert fra selve Mjøsa, hvor nivået har ligget mellom 0,6–22,6 ng/g (Fjeld et al. 2004 a og b). Prøvene fra Lillehammer hadde et høyt innhold av kongenerene som inngår i den tekniske penta-BDE blandingen. Dette skyldes de tidligere betydelige utslippene fra en lokal bedrift. Det var òg tydelig forhøyede nivåer av penta-BDE i prøven tatt utenfor Gjøvik renseanlegg ved Rambek (stasjon GRA). Dette kan være en effekt av at anlegget behandler forurenset slam fra Lillehammer renseanlegg. Plere av prøvene fra de bynære områdene hadde også tydelig forhøyede verdier av deka-BDE sammenliknet med nivåene i de dypereliggende og mer sentrale deler av Mjøsa, noe som indikerer lokale tilførsler.

For flammehemmeren av typen heksabromsyklododekan (HBCDD) ble det i hovedsak funnet høye konsentrasjoner ved Lillehammer (ca 7–20 ng/g), noe som tyder på en lokal kilde. Flammehemmeren tetrabrombisfenol A (TBBPA) var lavt og lå under metodens deteksjonsgrense for alle sedimentprøvene.

Konsentrasjonene av bisfenol A var gjennomgående lave, med unntak av markant forhøyede verdier utenfor et overvannsutløp ved Lillehammer og utenfor Hunnselva, Gjøvik. Det høye nivået utenfor Hunnselva indikerer at denne i perioder kan ha vært betydelig påvirket av utslipp.

Klorerte parafiner ble kun funnet i markert forhøyede konsentrasjoner ved enkeltvise bynære stasjoner, noe som kan tyde på at tilførslene fra overflateavrenning har en begrenset lokal effekt.

Det ble funnet tydelig forhøyede konsentrasjoner av PCB7 i flere av prøvene fra de bynære områdene. De høyeste konsentrasjonene (27 og 33 ng/g) tilsvarte tilstandsklasse III, markert forurenset i SFTs klassifikasjonssystem for marine områder, mens majoriteten tilsvarte tilstandsklasse II, moderat forurenset (5–25 ng/g). Det geografiske omfanget av forurensningene syntes å være mer utstrakt ved Gjøvik og Hamar enn ved Lillehammer.

Et utvalg på 9 prøver av overflatesedimenter ble analysert for DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD. Det ble funnet forholdsvis høye nivåer, særlig utenfor Hunnselva ved Gjøvik og midtfjords i Furnesfjorden. ΣDDT her var henholdsvis 8,8 og 11,5 ng/g, det vil si tilstandsklasse III (markert forurenset) og IV (sterkt forurenset). De markert forhøyede nivåene, og en høy andel av ikke nedbrutt DDT i prøven utenfor Hunnselva, indikerer påvirkning fra lokale kilder.

Kvikksølvkonsentrasjonene i overflatesedimentene fra de bynære områdene bar ikke preg av betydelige lokale tilførsler, og de fleste prøvene falt inn i SFTs tilstandsklasse II, moderat forurenset (0,15–0,6 μg/g). Et overflatesjikt ved Vingrom viste imidlertid en uvanlig høy konsentrasjon på 1,27 μg/g, tilsvarende tilstandsklasse III, markert forurenset.

Ved den nye Skibladnerbrygga ved Vingnes, Lillehammer, ble det ikke funnet noen vesentlig forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter, med unntak av høye nivåer av PBDE (kongerere som finnes i den tekniske penta-BDE blandingen) og HBCDD i to av de fire prøvene.

Analyser av daterte kjerner

Fra fem stasjoner ved Vingrom (nord i Mjøsa), dypområdene ved Gjøvik og Skreia (sentrale Mjøsa), Brumunddal i Furnesfjorden og ved Hamar ble det utført analyser av daterte sedimentkjerner. Kjernen fra Hamar lot seg ikke datere da sedimentene her var ustabile transportsedimenter, og resultatene herfra ble derfor ikke drøftet videre.

Kjernen fra Vingrom viste en markant og uavbrutt stigning av konsentrasjonene av PBDE og HBCDD. For PBDE syntes stigningen av deka-BDE å ha startet på slutten av 1980-tallet, mens kongenerene som tilhører den tekniske penta-BDE blandingen begynte å øke omkring siste halvdel av 1990-tallet. Konsentrasjonen av HBCDD økte kraftig i de to øverste 1-cm sjiktene som var avsatt på slutten1990-tallet og fram til i dag. Dette viser at det ikke bare har vært en lokal kilde for PBDE i Lillehammerområdet, men at det her også må ha eksistert en betydelig kilde for HBCDD.

Kjernene fra Gjøvik og Skreia hadde en ikke fullt så kraftig økning av PBDE oppover mot sedimentoverflaten, og konsentrasjonsøkningen begynte seinere her enn ved Vingrom. Kjernen fra Brumunddal viste kun en beskjeden økning i PBDE-konsentrasjonen. For HBCDD var konsentrasjonene ved de tre stasjonene langt mindre enn ved Vingrom, noe som viser at utslippene av flammehemmeren i første rekke har forurenset sedimentene i nordre del av Mjøsa.

Flammehemmeren TBBPA ble knapt påvist i detekterbare konsentrasjoner, og vil ikke bli diskutert videre. Konsentrasjonen av bisfenol A i kjernen fra Brumunddal sank fra et

markert forhøyet nivå i sjiktet avsatt omkring slutten av 1970-tallet og fram til i dag. For de øvrige kjernene var det mindre og mer usystematiske endringer.

Nivået av klorerte parafiner var i hovedsak lave i de daterte kjernene, unntatt for Brumunddal, hvor et sjikt avsatt på slutten av 1990-tallet viser at det da må ha skjedd betydelige utslipp.

Nivåene av PCB viste gjennomgående en synkende trend i de daterte kjernene. Markert forhøyede konsentrasjoner i de nederste sjiktene i kjernen fra Brumunddal viser at det her må ha eksistert en betydelig, men ukjent forurensningskilde på slutten av 1970-tallet og utover på 1980-tallet.

Kjernene fra dypområdene ved Vingrom og Gjøvik viste en avtagende trend i konsentrasjonene av dioksiner og dioksinliknende PCB. Omregnet til toksiske dioksinekvivalenter (TE) kvalifiserte ingen av konsentrasjonene til mer enn SFTs tilstandsklasse I (ubetydelig – lite forurenset).

Det var ingen framtredende trender i kvikksølvkonsentrasjonene i de daterte kjernene, men ingen av de analyserte sjiktene var avsatt under den mest intense forurensningsperioden på 1960-tallet. Overflatesjiktet ved Vingrom viste imidlertid en uvanlig høy konsentrasjon på 1,27 μg/g (tilstandsklasse III, markert forurenset).

2. Extended abstract

Background and objectives
Lake Mjøsa has been the recipient of a multitude of environmental contaminants, both classical and emerging, less studied pollutants. This deep fjord lake is the largest lake in Norway (surface area: 356 km^2, average depth: 153 m, max. depth: 449 m). It is a valuable environmental resource, both recreational and as a drinking water reservoir for the surrounding cities and communities.

In the 1960s, more than 2 metric tonnes of organic mercury from the paper pulp industry was discharged to the lake, close to the inlet river, causing extensive pollution of the lake sediments (Rognerud 1985) and a dramatic increase of mercury levels in fish (Sandlund et al. 1981). Elevated mercury levels in fish could be found in the late 1980s (Eriksen et al. 1991), and the recent levels in piscivorous (fish eating) fish often exceed those regarded safe for human consumption (Fjeld et al. 1999, Fjeld and Rognerud 2002).

In the 1990s it was revealed that a bay and the shoreline close to the city of Hamar had received significant amounts of PCB-containing hydraulic oils and electric transformer oils from a railway workshop at Hamar (Kjellberg and Løvik 2000). The discharges occurred during the period of 1960–1980, and gave rise to elevated PCB levels in fish. Remedial actions took place in 2001, with with dredging and disposal of polluted sediments and soils.

The last known serious contamination incident occurred in the late 1990s and early 2000s, when a textile factory at the town of Lillehammer, close to the inlet river, used brominated flame retardants of the type polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hexabromocyclododecane (HBCDD) in their production. Effluents from the factory were discharged to the lake through the town's drainage or waste water system, resulting in a widespread contamination of fish and sediments (Fjeld et al. 2004a and b, Snilsberg et al. 2005). The concentrations of PBDEs in large piscivorous brown trout (*Salmo trutta*) from Lake Mjøsa are now among the highest ever reported for salmonid fishes living in open waters (Fjeld et al. 2004b).

The Norwegian State Pollution Control Authority (SFT) started in 2003 a monitoring programme for contaminants in Lake Mjøsa. At the start, the program focussed mainly on brominated flame retardants and a selection of emerging contaminants, with respect to their sources and levels in fish, sediments and water. However, the SFT wanted to broaden their monitoring program to include both classical and emerging contaminants, due to the pollution history of the lake, and the fact that consumption advices for local fish are given because of elevated levels of mercury and dioxins. Therefore, the present survey focuses on both classical contaminants, such as mercury, PCBs and dioxins, and newer, less studied contaminants, such as different brominated flame retardants, bisphenol A, and chlorinated paraffins.

This survey had two main objectives. The first objective was to map the contaminant levels in surface sediments close to urban areas to reveal in what extent these are influenced by local sources or polluted surface runoff. The second objective was to study the pollution history of the lake by analyses of dated sediment cores. The latter will form the basis for a future trend monitoring of contaminants in Lake Mjøsa.

We have analyzed surface sediment samples from 26 stations, sampled during the winter of 2005–2006. Five cores from these stations were dated and the six upper 1 cm slices were analyzed for contaminants. Unintentionally, one of the cores was taken on erosion/transport sediments. Therefore, the dating of this core was unreliable. The other cores could be used to reveal the pollution history in the more central parts of different lake basin, from the late 1970s to present.

Polybrominated diphenyl ethers (PBDE)
The surface sediment samples from the urban areas were significantly more polluted (ΣPBDE: 33–95 ng/g d.w.) than the samples from the more central or remote parts of Lake Mjøsa (ΣPBDE: mainly 3–10 ng/g d.w.). The highest concentration of PBDE congeners belonging to the commercial penta-BDE mixture were found at sites close to the city of Lillehammer (about 10-20 ng/g d.w.), where the polluting textile factory is situated. Also, we found high concentrations of these congeners at the outlet of a sewage treatment plant at the town of Gjøvik. This plant receives and processes sludge from a sewage plant at Lillehammer, and we believe this has been as an important secondary source of PBDEs to the lake. High concentrations of deca-BDE were found at several urban sites (30–90 ng/g d.w.), indicating local discharges of this congener.

A dated sediment core from the Vingrom station, in the northern part of the lake, showed that a sudden increase in the level of the commercial penta-BDE took place in the mid 1990s. For deca-BDE, the increase started earlier, at about the end of the 1980s. The penta-BDE reached its maximum level in the upper 1 cm surface sediment layer, dated to 2003, whereas the maximum level of deca-BDE was found in a layer dated to 1999. It is not known that the textile factory used deca-BDE, and it must therefore originate from other sources. The cores from the central and deepest parts of the lake were less contaminated, they had a been exposed to a shorter history of pollution , and the concentration decreased during the recent years.

Hexabromocyclododecane (HBCDD)
The surface sediments outside the town of Lillehammer and at the Vingrom station had elevated concentrations of HBCDD (8–21 ng/g d.w) as compared to the commonly found levels (0,5–2 ng/g d.w.). These elevated concentrations reflect the fact that the textile factory at Lillehammer has used HBCDD in their production in the recent years. Only slightly elevated concentrations (2–6,5 ng/g d.w.) were found at a few other urban sediment stations.

The dated sediment core at the Vingrom station showed an evident increase in the HBCDD concentration from the late 1990s, with a maximum level in the surface layer. The other dated cores showed only a small increase in the HBCDD concentrations towards the sediment surface.

Tetrabromobisphenol A and bisphenol A
The concentrations of TBBPA were, with one exception, below the detection limit (usually < 1 ng/g d.w. or lower). These low levels are in accordance with earlier results, and they are not discussed in this report

The bisphenol A concentrations in surface sediments were low, usually between 3–15 ng/g d.w., with the exceptions of pronounced elevated concentrations outside a surface runoff

outlet close to the town of Lillehammer (93 ng/g d.w.) and outside the river mouth of Hunnselva at the city of Gjøvik (106 ng/g d.w.). The high concentration at the outlet of Hunselva River indicates significant discharges of bisphenol A to the river.

The dated sediment cores usually showed low levels of bisphenol A, except for a high concentration (52 ng/g d.w.) in a sediment layer deposited in the late 1970s at the station of Brumunddal.

Polychlorinated biphenyls (PCB)
Elevated concentrations of PCBs (sum of PCB7: 10–33 ng/g d.w.) were found at several urban stations as compared to the levels commonly found in the more central part or remote stations at Lake Mjøsa (1–5 ng/g d.w.). This indicates that the urban areas still are active sources for PCBs to the lake.

Dated sediment cores showed in general a decreasing trend in the PCB concentrations from the late 1970s. The highest concentrations were found at the Brumunddal station, with a PCB7 concentration of 31 ng/g d.w. in the 5-6 cm layer deposited in the late 1970s, and a decrease to 3 ng/g in the surface layer. From this area, there are no former knowledge about the existence of important sources of PCB pollution.

Chlorinated paraffins (SCCP and MCCP)
Some of the urban surface sediment samples had elevated concentrations of chlorinated paraffins (sum of short chained and medium chained, S/MCCP: 570–1610 ng/g d.w.) as compared to the commonly found concentrations (10–200 ng/g d.w.). The supply from the urban areas seems to have had mostly local effects, as the concentrations in the surface sediments from the central part and the remote stations were low (about 10-100 ng/g d.w.).

The concentrations in the dated sediment cores were usually low (10-40 ng/g d.w.) and no systematic trends were found, except for a pronounced elevated concentration of 700 ng/g d.w. in a layer deposited in the late 1990s at the Brumunddal station.

DDT with its breakdown products DDE and DDD
Surface sediments from 9 stations were analyzed, and significant elevated concentrations of ΣDDT were found at two stations. In the Furnesfjorden, an arm of Lake Mjøsa, was the concentration of ΣDDT 11.5 ng/g, whereas the concentration from a sample at the outlet of River Hunnselva (at the town of Gjøvik) was 8.8 ng/g. These elevated levels, together with a high fraction of DDT in the sample from the outlet of River Hunnselva (66%), indicate influence from local pollution sources. The concentration of ΣDDT in the other varied between 0.8–3.1 ng/g.

Dioxins
Two dated cores from the deeper and central parts of the lake (Vingrom and Gjøvik) were analyzed for dioxins and dioxin-like PCBs. Both cores showed a decreasing trend in the concentrations. Converted to toxic dioxin equivalents (TE), all samples were below 10 pg TE/g d.w. According to the classification system of the Norwegian State Pollution Control Authority, this corresponds to the pollution class I, insignificant–minor polluted.

Mercury
The surface sediment concentrations of mercury were commonly between 0.15–0.60 μg/g d.w. There was no indication of influence from urban runoff. The levels do not deviate

from those regarded as common for lakes in this region, having atmospheric deposited mercury as their major mercury source.

The analyzed sediment layers from the dated cores did not include the most polluted period of the 1960s, and no systematic trends were revealed. According to the analyzed samples, the impact of mercury pollution seems to have been fairly constant during the latest 10–15 years.

3. Bakgrunn og formål

Mjøsa har igjennom de siste årtier vært belastet med tildels betydelige utslipp av ulike miljøgifter. På 1960-tallet skjedde det store tilførsler av kvikksølv fra treforedlings-industrien, og trolig har utslipp fra denne industrien tilført sedimentene så mye som 2 tonn med kvikksølvforurensninger (Rognerud 1985). Utslippene førte til en omfattende forurensning av fisken i Mjøsa, og betydelig forhøyede nivåer kunne finnes fram til 1980-tallet (Sandlund et al. 1981, Eriksen et al. 1991, Fjeld et al. 1999)

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

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

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

Målsetningen med undersøkelsen har vært todelt. Et mål har vært å bestemme innholdet av miljøgifter i overflatesedimenter fra bynære områder for å avdekke i hvilken grad disse er påvirket av forurensinger som kan stamme fra overflateavrenningen i urbane områder. Samtidig med kartleggingen av forekomsten av miljøgifter i sedimenter, har det derfor foregått et undersøkelsesprogram for miljøgifter i avrenningen fra byområder (jfr. SFTs Handlingsprogram for Mjøsa, 2006[1]). Andre programmer tar for seg tilførslene av miljøgifter fra renseanlegg, hovedtilførselselvene, nivåer i zooplankton og fisk samt atmosfærisk transport.

Et annet mål har vært å studere den historiske utviklingen i forurensningssituasjonen ved analyser av daterte sedimentkjerner. Dette skal danne basis for en framtidig trend-overvåkning av miljøgifter i Mjøsas sedimenter.

[1] http://www.sft.no/publikasjoner/kjemikalier/2185/ta2185.pdf

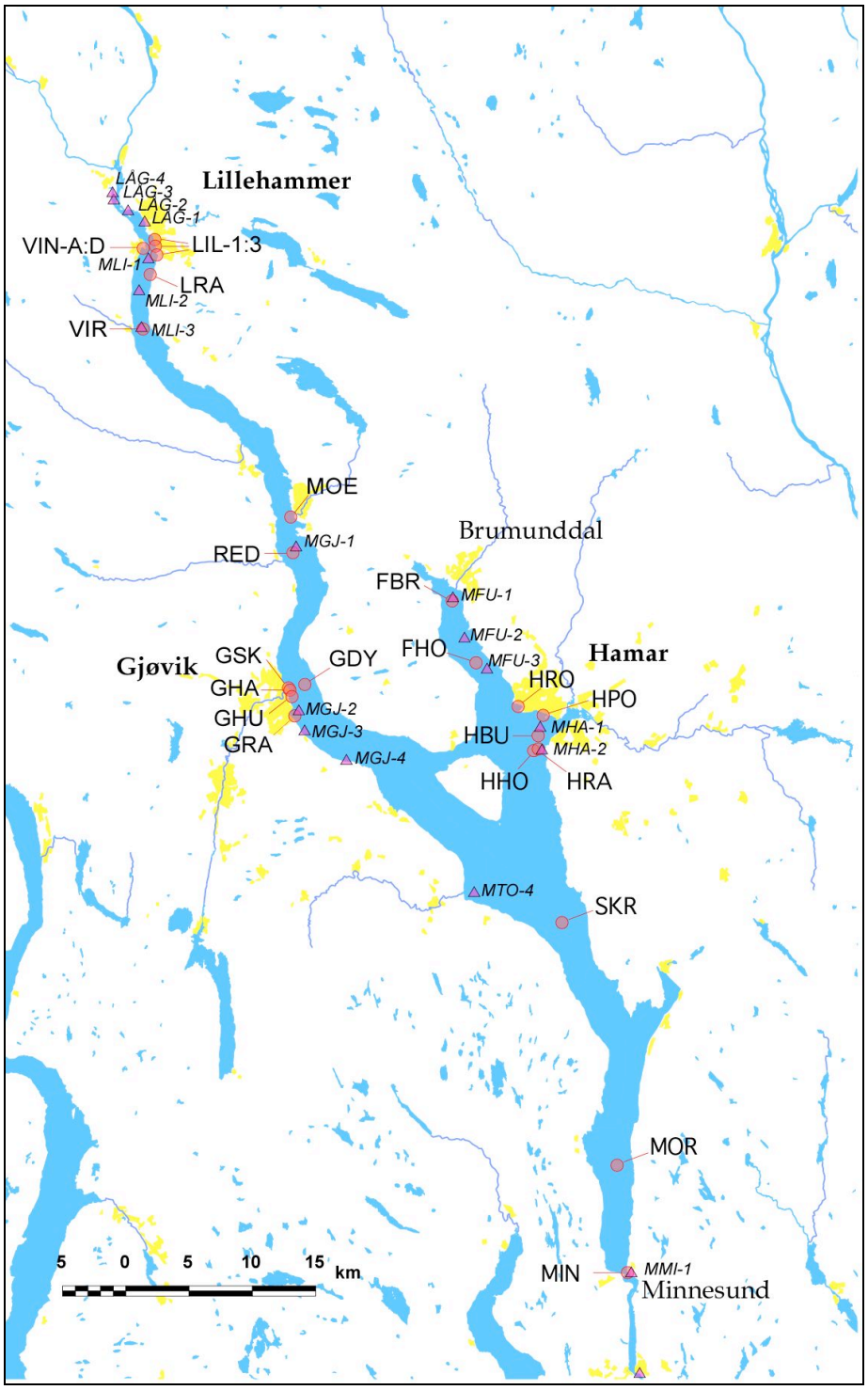
4. Materiale og metoder

4.1 Stasjonsbeskrivelse

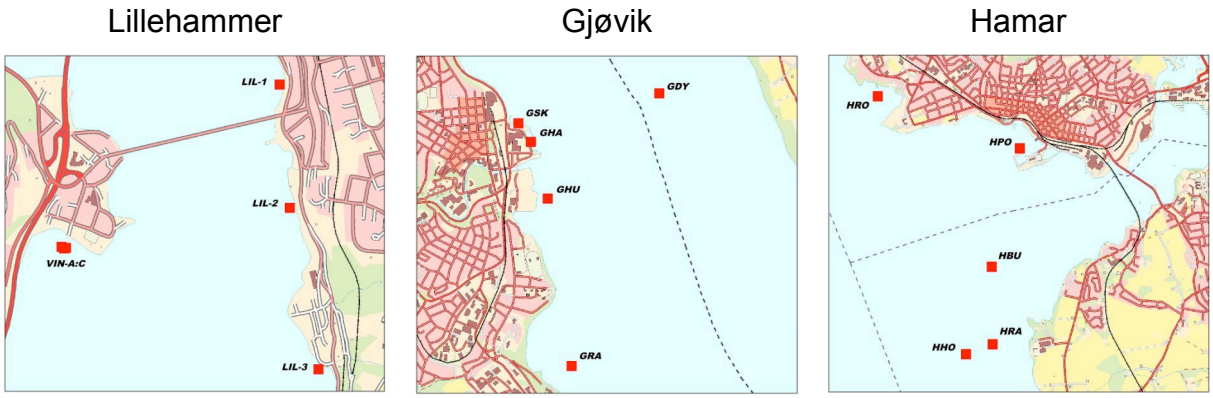
Prøvene ble hentet fra i alt 26 stasjoner, fra Lillehammer i nord og til utløpet ved Minnesund i sør. Flere av stasjonene lå på grunt vann i bynære strøk da det skulle undersøkes for eventuelle effekter av overflateavrenning fra urbane områder. Det har også blitt tatt prøver på dypvannsområdene (> 250 m) for analyser av organiske miljøgifter. I forbindelse med arbeidene med ny brygge for Skibladner ved Lillehammer ble det tatt fire prøver ved Vingnes (oppdragsgiver var Oppland Fylkeskommune). Stasjonene ble prøvetatt vinteren 2005/2006. Stasjonskoder og beliggenhet er gitt i Tabell 1 og i Figur 1 og 2.

Tabell 1. *Stasjonskode (St. ID), beskrivelse av beliggenhet, UTM-koordinater og dyp for stasjonene.*

St. ID	Stasjonsnavn	Lokalisering	UTM 33 Øst	UTM 33 Nord	dyp, m
VIN-A	Vingnes Skibl. A	Vingnes, nye Skibladnerbrygga	254485	6782778	1
VIN-B	Vingnes Skibl. B	Vingnes, nye Skibladnerbrygga	254477	6782776	1
VIN-C	Vingnes Skibl. C	Vingnes, nye Skibladnerbrygga	254466	6782782	1
VIN-D	Vingnes Skibl. D	Vingnes, nye Skibladnerbrygga	254477	6782776	1,5
LIL-1	Lilleh. overvann	Lillehammer, nord for Vingnesbrua, overvannsutløp	255399	6783475	0,2
LIL-2	Lilleh. Vingnesbr. sør	Lillehammer, sør for Vingnesbrua, strandsonen	255442	6782949	0,2
LIL-3	Lilleh. camping sør	Lillehammer, sør for campingplass, strandsonen	255565	6782260	0,2
LRA	Lilleh. RA	Sør for utløpet til Lillehammer renseanlegg	255037	6780708	40
VIR	Vingrom	Vingrom dypområde	254471	6776394	84
MOE	Moelv	Moelv, sør for utløp	266147	6761519	28
RED	Gjø. Redalen	Gjøvik, Redalen	266319	6758688	60
GDY	Gjø. dyp	Gjøvik, dypområdet	267257	6748257	261
GSK	Gjø. Skibl.	Gjøvik, Skibladnerbrygga	265971	6747985	13
GHA	Gjø. havna	Gjøvik, småbåthavn	266086	6747814	3
GHU	Gjø. Hunnselv	Gjøvik, utenfor Hunnselvas utløp	266239	6747298	24
GRA	Gjø. RA	Gjøvik, utenfor Rambek renseanlegg	266461	6745770	15
FBR	Furnesfj. Brumund.	Furnesfjorden, Brumunddal	278900	6754876	50
FHO	Furnesfj. hovedst.	Furnesfjorden, hovedstasjon	280790	6749980	102
HRO	Ham. Rosenlund	Hamar, Rosenlund	284112	6746521	5
HPO	Ham. Politihus	Hamar, utenfor Politihuset, småbåthavna	286090	6745814	8
HBU	Ham. bukta	Hamar, bukta utenfor Åkersvika	285699	6744211	30
HRA	Ham. RA	Hamar, utenfor utløpet til HIAS renseanlegg	285713	6743160	20
HHO	Ham. hovedst.	Hamar, hovedstasjon	285340	6743025	40
SKR	Skreia	Skreia, dypområde	287574	6729417	440
MOR	Morskogen	Morskogen, dypområde	291930	6710211	330
MIN	Minnesund	Minnesund, strandsonen	292754	6701714	0,2



Figur 1. *Kart med prøvetakningsstasjonene inntegnet. Denne undersøkelsens stasjoner er markert med sikler, mens stasjoner fra tidligere undersøkelser av bromerte flammehemmere er markert med trekanter.*



***Figur 2**. Kart over prøvetakningsstasjonene ved byene.*

4.2 Prøvetaking

Prøvetakningen ble gjennomført i perioden november 2005–mars 2006. Prøvene fra dypområdene og ved Lillehammer ble tatt fra isen, mens de øvrige i hovedsak ble tatt fra båt.

Prøvene besto i hovedsak av overflatesedimenter fra øvre 0–1 cm sjikt. Ved stasjonene ved Vingnes (nye Skibladnerbrygga ved Lillehammer) var overflatesjiktene 0–2 cm. Ved fem stasjoner (VIR: Vingrom, GDT: Gjøvik, FBR: Brumunddal, KIS: Kise, HHO: Hamar) ble det tatt prøver av hvert 1 cm sjikt ned til 6 cm. Prøvene ble tatt med en modifisert Kajak-Brinkhurst sedimentkjernehenter med et prøverør i syrefast stål. Fra hver stasjon ble det tatt 3-6 prøver som ble slått sammen til en blandprøve. Prøvene ble i felt overført til glødede glass forseglet med glødet aluminiumsfolie. Prøvene ble oppbevart mørkt og nedkjølt ved 4 °C inntil analyse.

Ved flere prøvetakningsstasjoner hadde sedimentene en konsistens som gjorde at de lett gled ut av sedimenthenteren (glatte og finkornige, løse med svake kohesjonskrefter). Dette skapte store problemer med å få opp uforstyrrede prøver, særlig fra de dypere områdene. Vi måtte derfor utvikle en lukkemekanisme for sedimenthenteren som ikke forstyrret de øvre sjiktene i kjerneprøven. Denne fungerte tilfredsstillende, og vi kunne problemfritt hente opp uforstyrrede kjerner helt ned til de dypeste områdene i Mjøsa (ned til 440 m).

4.3 Kjemisk analyse

4.3.1 Analyserte forbindelser

Sedimentprøvene ble analysert for følgende hovedgrupper av miljøgifter/stoffgrupper:

- Bromerte flammehemmere
  - Polybromerte difenyletere (PBDE)
  - Heksabromsyklododekan (HBCDD)
  - Tetrabrombisfenol A (TBBPA)
- Polyklorerte bifenyler (PCB)
- Klorerte parafiner
  - Kortkjedede (SCCP)
  - Mellomkjedede (MCCP)
- Dioksiner og dioksinliknende PCB
  - Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD)
  - Polyklorerte dibenzofuraner (PCDF)
  - Non-orto polyklorerte bifenyler (non-ortho PCB)
- bisfenol A (BPA)
- Kvikksølv (Hg)
- Totalt organisk karbon (TOC)

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

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

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

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

1. PCDD/PCDF og non-orto PCB: 5 trinns væskekromatografi som inkluderer aktivt kull og forskjellige type silika
2. PCB, PeCb, HCB, PBDE, HBCDD, SCCP og MCCP: svovelsyrebehandling og silikakromatografi
3. TBBPA og BPA: fenolseparasjon og anrikning med fastfaseekstraksjon

Før kvantifisering ble alle delekstrakter oppkonsentrert og tilsatt gjenvinningsstandard.

Kvantifisering
Bestemmelse av PCDD/PCDF, PCB, PeCb, HCB, PBDE, SCCP og MCCP ble utført ved hjelp av gasskromatografi kombinert med høyoppløsende massespektrometri (GC/HRMS) elektronstøt (EI) modus med unntak av SCCP og MCCP hvor det brukes negativ-ion kjemisk ionisering (NCI). Bestemmelse av HBCDD, TBBPA og BPA ble utført ved hjelp av væskekromatografi kombinert med massespektrometri (LC/MS) i negativ elektrospray modus.

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

4.3.3 Kvikksølv (Hg)

Oppslutning ved bruk av mikrobølgeovn
En prøvemengde lik 0,5 g veies inn i en TFM-beholder og tilsettes en blanding av supra pure HNO_3 og H_2O_2. Prøvene oppsluttes under trykk ved 180 ^oC. I tillegg oppsluttes ett referansemateriale og to blindprøver. Etter oppslutning overføres prøver, blindprøver og referansemateriale til syrevaskede prøverør og fortynnes.

Bestemmelse av Hg ved bruk av kalddamp atom fluorescens spektrofotometri (CV-AFS)
25 ml ekstrakt fra prøve, blindprøver og referansemateriale overføres til prøverør som er forbehandlet med BrCl og fortynnes til 50 ml. Hvert ekstrakt blir tilsatt BrCl for å omdanne alle Hg-forbindelser til vannløselige specier som lett kan reduseres til elementert Hg med $SnCl_2$. Etter reduksjon skilles Hg(0) fra væskeløsning i en faseseparator, oppkonsentreres på gullfelle før deteksjon ved bruk av et atomfluorecensspektrofotometer.

4.4 Datering av sedimenter

Fem sedimentkjerner, fra stasjonene VIR/Vingrom, GDY/Gjøvik dypområde, FBR/Furnesjorden, Brumunddal, HHO/Hamar hovedområde og SKR/Skreia ble datert ved GCD (the Gamma Dating Center), Geografisk Institut, Københavns Universitet. Prøvene ble analysert for aktiviteten til ^{210}Pb, ^{226}Ra og ^{137}Cs, og dateringen ble utført etter en modifisert CRS-modell (Constant Rate Supply) som beskrevet av Appelby (2001).

Metoden baserere seg på at ^{210}Pb er en naturlig forekommende radioaktivt isotop som inngår i nedbrytningskjeden til ^{238}U. I atmosfæren dannes ^{210}Pb ved radioaktiv nedbrytning av ^{222}Ra, som igjen er en datterisotop av ^{238}U. I innsjøer sedimenterer

atmosfærisk avsatt ^{210}Pb sammen med partikler. Det atmosfærisk avsatte ^{210}Pb i sedimentene kalles «unsupported», mens det ikke-atmosfæriske avsatte ^{210}Pb kalles «supported». Ut fra kjennskap til isotopens halveringstid og mengden «supported» ^{210}Pb i sedimentene kan kronologien til den studerte sedimentkjernen beregnes.

^{137}Cs ble benyttet for å verifisere resultatene av ^{210}Pb, da lokale maksima av denne radioisotopen i sedimentkjernen kan tilskrives avsetninger fra kjernefysiske prøve-sprengninger (maksimum i 1963) og nedfallet fra Tsjernobylulykken i 1986.

I omtalen av dateringene benytter vi oss av et sjikts midlere alder eller årstall for sedimentering. I vårt materiale vil et sjikt vil derfor representere sedimenter som har blitt avsatt over en periode på mellom 1 til 4 år. Usikkerheten i dateringene er beregnet til å være mellom 1 til 2 år, minst for overflatesjiktene og mest for de dypeste sjiktene.

Dateringenes anaysebevis finnes i rapportens vedlegg.

5. Polybromerte difenyletere (PBDE)

5.1 PBDE i overflatesedimenter

Konsentrasjonene av summen av de enkelte PBDE-kongenerene (ΣPBDE) fra Mjøsas overflatesedimenter varierte mellom 0,16–95,7 ng/g tørrvekt. De laveste nivåene fantes ved Minnesund, og de høyeste nivåene ved de bynære områdene ved Hamar, Gjøvik og Lillehammer hvor konsentrasjonene ved flere stasjoner var over 30 ng/g tørrvekt (Tabell 1, Figur 3). Konsentrasjonsnivået i de bynære områdene var betydelig høyere enn de nivåene vi tidligere har rapportert, hvor nivået i sedimenter fra selve Mjøsa har ligget mellom 0,6–22,6 ng/g tørrvekt (Fjeld et al. 2004 a og b).

Kongenersammensetningen fulgte tildels samme mønster som rapportert tidligere (Fjeld et al. 2004a og b), med et høyt nivå av kongenerene som inngår i den tekniske penta-BDE blandingen ved Lillehammer. Det var òg tydelig forhøyede nivåer av penta-BDE i prøven tatt utenfor Gjøvik renseanlegg ved Rambek (stasjon GRA). Dette kan være en effekt av at anlegget behandler slam fra Lillehammer renseanlegg. Vi har tidligere vist at slam fra Gjøvik renseanlegg har en kongenerprofil, eller «fingeravtrykk» av PBDE, som likner den som er typisk for slam fra Lillehammer RA og innsjøsedimenter fra Lillehammerområdet (Snilsberg et al. 2005).

Seks av prøvene fra de bynære områdene ved Lillehammer (LIL-1 og LIL-2), Gjøvik (GSK, GHU og GRA) og Hamar (HPO) hadde betydelig forhøyede konsentrasjoner av den fullbromerte BDE-209 (deka-BDE). Konsentrasjonene her varierte mellom 30,7–90,9 ng/g. De andre prøvene hadde nivåer under 10,7 ng/g, og i hovedsak varierte konsentrasjonene mellom 2–5 ng/g.

En særegenhet ved kongenermønsteret var at kongenerer som inngår i den tekniske okta-BDE blandingen fantes i forholdsvis høye konsentrasjoner i prøven utenfor Hamar renseanlegg, HIAS (stasjon HRA). Her var konsentrasjonen av BDE-196 og BDE-206 henholdsvis 4,83 og 3,30 ng/g. Dette utgjør 51% av ΣPBDE (5,63 ng/g). I de øvrige prøvene lå andelen av okta-BDE vanligvis mellom 1-3 %. Dette kan bety at Hamar renseanlegg har mottatt okta-BDE fra en ukjent kilde. Slike enkeltstående, spesielle resultater bør imidlertid bekreftes med analyser av nye prøver for å unngå mulige feilkilder.

Ved den nye Skibladnerbrygga ved Vingnes, Lillehammer, var konsentrasjonene av ΣPBDE forholdvis lave (0,82–9,05 ng/g). Prøvene ble dominert av kongenerene som inngår i den tekniske penta-BDE blandingen, og innholdmessig skilte de seg ikke ut fra de øvrige prøvene fra Lillehammerområdet. I en tidligere undersøkelse gjort i forbindelse med utbyggingen av den nye Skibladnerbrygga ble det rapportert om svært høye konsentrasjoner av deka-BDE i området (to prøver med konsentrasjoner av deka-BDE på henholdsvis 100 og 37 ng/g tørrstoff, jfr. notat av Siv. ing. Jack Lau AS til Lillehammer fylkeskommune, datert 7. juni 2005). I foreliggende undersøkelse har vi ikke kunnet påvise tilsvarende høye nivåer av deka-BDE. Årsaken til disse forskjellige resultatene er uviss, men det kan skyldes at nivåene av deka-BDE varierer betydelig i området, eventuelt det forhold at de tidligere prøvene har vært kontaminert eller at det har vært analytiske problemer ved laboratoriet som har vært benyttet. Det er kjent at deka-BDE har vært en analytisk utfordring for flere laboratorier.

Prøvene fra Mjøsa varierte imidlertid endel i sitt innhold av organisk karbon (TOC), og prøven fra Minnesund hadde et svært lavt innhold sammenliknet med de øvrige sedimentene (2,5 vs. 27–151 µg C/mg). Denne prøven bar preg av å være dominert av fluviale uorganiske sedimenter, noe som i betydelig grad kan påvirke forurensningsgraden. I vannmassene er PBDE, i likhet med en rekke andre upolare organiske miljøgifter, sterkt bundet til organisk karbon som humusstoffer. Ved sedimentasjon av slike partikler vil disse forurensningene havne i sedimentene. I sedimenter med en høy fraksjon av mineralsk materiale vil konsentrasjonen av slike organiske miljøgifter kunne være lav, selv om lokaliteten er forurenset. Ved å justere for mengde organisk karbon i sedimentene kan effekten av varierende innslag av mineralsk materiale fjernes, og nivåene vil bli mer direkte sammenliknbare. Etter en slik justering varierte overflatesedimentenes konsentrasjoner av ΣPBDE mellom 11–2544 ng/g TOC (Tabell 1).

De laveste TOC-justerte konsentrasjonene på 11 og 14 ng/g TOC ble funnet i to av prøvene fra Skibladnerbrygga ved Vingnes, mens de to andre prøvene derfra hadde noe høyere konsentrasjoner på 66 og 134 ng/g TOC. Disse prøvene hadde imidlertid et høyt innhold av forskjellig treflis, pinner og blader. Dette skyldes at området er en bakevje for innkommende vann fra Lågen, og det bygges her opp store banker med organisk materiale som elva har fraktet med seg. Dette materiale har et annet opphav enn den finpartikulære organiske fraksjonen som ellers dominerer i innsjøsedimentene, og det er lite forurenset av PBDE-utslippene.

De fire øvrige prøvene fra de bynære områdene ved Lillehammer varierte mellom 99–2544 ng/g TOC. De høyeste nivåene ble funnet ved de to strandnære stasjonene nærmest byen, med konsentrasjoner på 2544 ng/g TOC utenfor et overvannsutløp (stasjon LIL-1) og 1623 ng/g TOC sør for Vingnesbrua (stasjon LIL-2).

De bynære prøvene fra Gjøvik og Hamar hadde også tildels betydelig forhøyede TOC-justerte PBDE konsentrasjoner. Ved Gjøvik varierte konsentrasjonene mellom 194–933 ng/g TOC, hvor høyeste konsentrasjon ble funnet utenfor Rambek renseanlegg (stasjon GRA). Ved Hamar varierte konsentrasjonene mellom 70–1732 ng/g TOC, med høyeste konsentrasjon i området utenfor Politihuset (stasjon HPO).



Høye konsentrasjoner av PBDE ble funnet utenfor et overvanns-utløp sør for Lillehammer, prøvetakningsstasjon LIL-1.

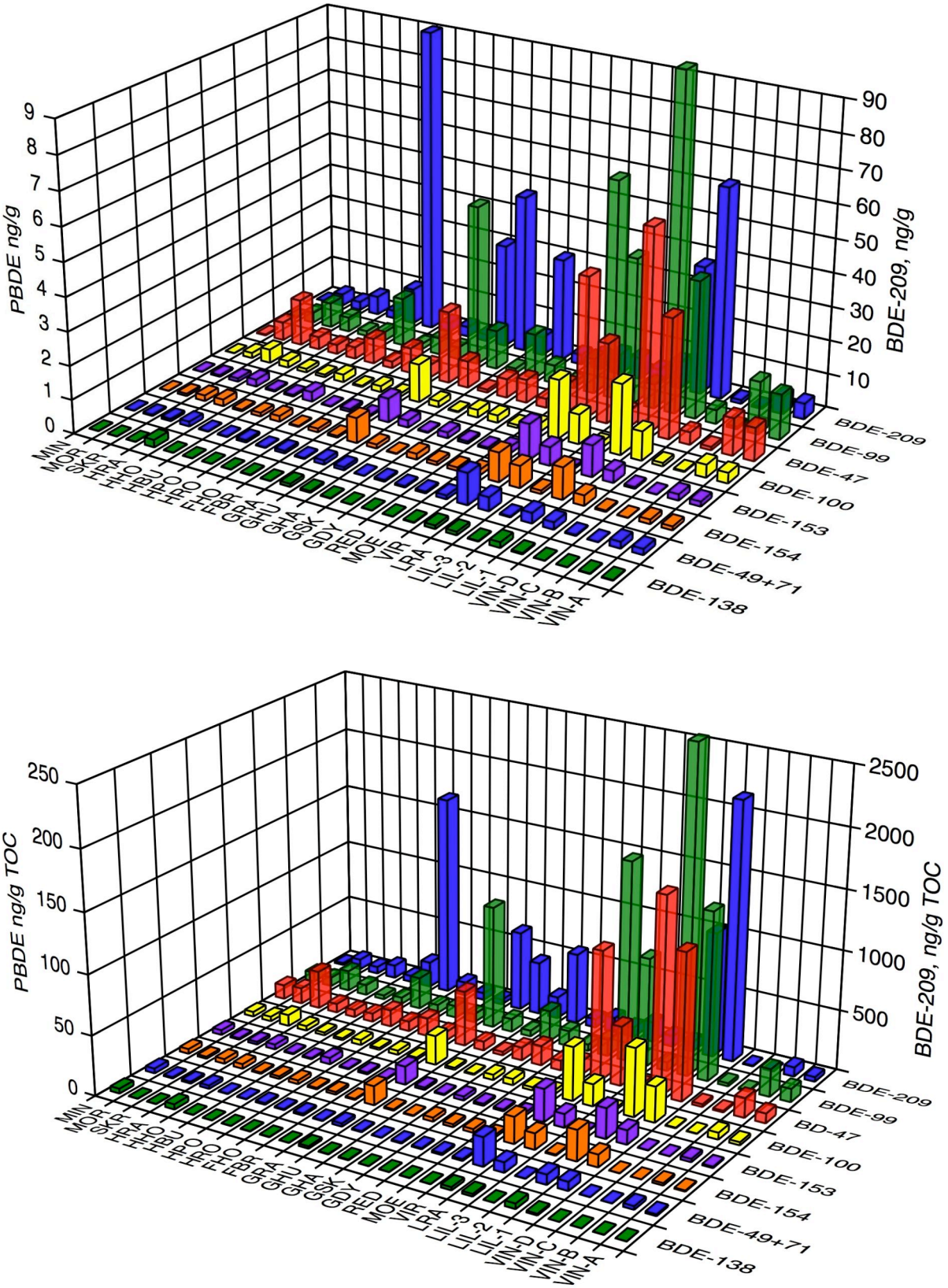
Prøvene viser at sedimentene i de bynære områdene er tildels vesentlig mer forurenset av PBDE enn områdene lenger ute i sjøen. Dette indikerer at det skjer en utlekking av PBDE med overvannsavrenningen i urbane strøk. Imidlertid opplyser SFT at prøver av overvann fra byene omkring Mjøsa, tatt i 2006, generelt hadde lave nivåer av PBDE. Disse målingene støtter derfor ikke antagelsen om at de økte nivåene utenfor byområdene skyldes forurensninger i overflateavrenningen. Resultatene fra overvann fra byene omkring Mjøsa er imidlertid ikke i samsvar med resultater fra Pettersen og Fjeld (2005), hvor det ble påvist høye

konsentrasjoner av PBDE i sandfangkummer for urban overflateavrenning i Drammensområdet. Det kan derfor stilles spørsmål om prøvene av overvann fra Mjøsabyene har vært representative, alternativt om lokal PBDE-forurensning går utenom de kommunale overvannssystemene.

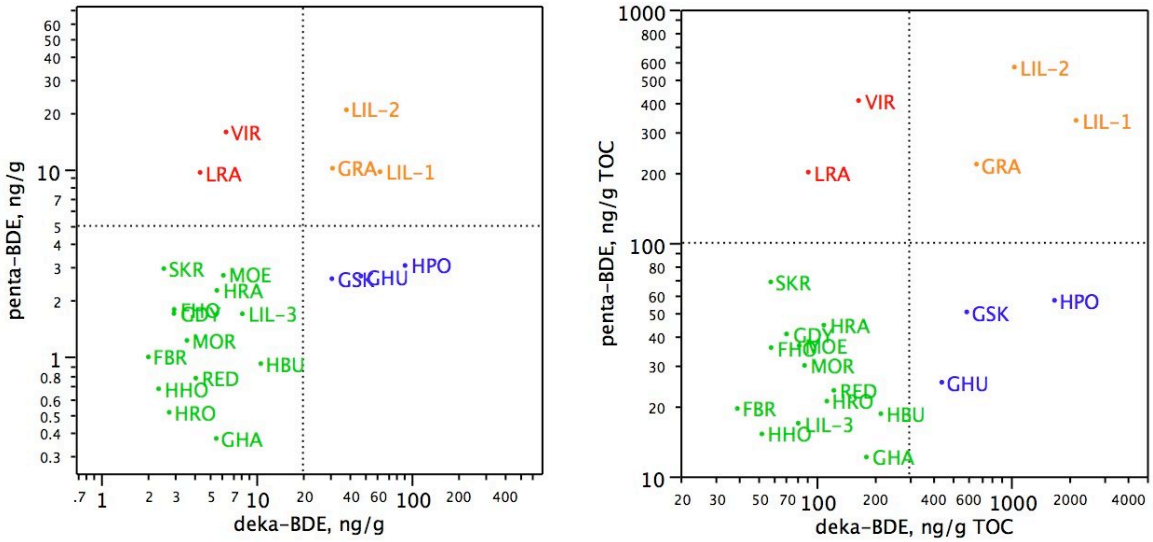
Et særtrekk ved flere av prøvene utenfor de bynære områdene var de tildels høye konsentrasjonene av deka-BDE. I Figur 4 har vi plottet summen av kongenerene som inngår i den kommersielle penta-BDE blandingen mot deka-BDE. Plottene har vi inndelt i fire kvadranter som grupperer stasjonene i henholdsvis høye og lave/moderate nivåer av penta-BDE og deka-BDE. Figurene illustrerer at stasjonene LIL-1, LIL-2 (bynære områder ved Lillehammer) og GRA (Gjøvik renseanlegg) hadde høye konsentrasjoner av både penta-BDE og deka BDE. De bynære stasjonene HPO (Hamar Politihus), GSK (Gjøvik Skibladnerbrygga) og GHU (Gjøvik Hunnselva) hadde høye nivåer av deka-BDE. men moderate nivåer av penta-BDE. Stasjonene VIR (Vingrom) og LRA (Lillehammer renseanlegg) hadde høye nivåer av penta-BDE, men moderate nivåer av deka-BDE. Dette viser at det ved de bynære områdene må finnes flere uavhengige kilder for deka-BDE.

Tabell 2. *Konsentrasjonen av sum polybromerte difenyletere som ΣPBDE (ng/g tørrvekt og ng/g TOC) og av enkelte utvalgte kongenerer i overflatesedimenter fra Mjøsa. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt. For beregning av ΣPBDE har observasjoner under deteksjonsgrensen blitt byttet ut med halve denne.*

		TOC	∑PBDE		PBDE, ng/g t.v.										
Stasjon ID	Stasjonsnavn	ug/mg	ng/g t.v.	ng/g TOC	BDE-28	BDE-47	BDE-49+71	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209
VIN-A	Vingnes Skibl. A	121,0	8,01	66,2	0,06	0,98	0,17	1,34	0,31	0,14	0,11	0,03	0,02	0,09	4,67
VIN-B	Vingnes Skibl. B	67,4	9,05	134,3	0,07	1,10	0,19	1,56	0,38	0,18	0,13	0,03	0,02	0,09	5,17
VIN-C	Vingnes Skibl. C	74,5	0,82	11,0	<0,01	0,10	<0,01	0,07	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,51
VIN-D	Vingnes Skibl. D	161,0	2,35	14,6	<0,01	0,37	0,03	0,41	0,10	0,05	0,04	<0,01	0,08	0,10	1,11
LIL-1	Lilleh. overvann	29,0	73,78	2544,1	0,07	3,55	0,21	4,07	0,86	0,34	0,30	0,08	0,14	1,15	62,7
LIL-2	Lilleh. Vingnesbr. sør	36,6	59,40	1622,8	0,11	6,01	0,30	9,91	2,08	0,92	0,93	<0,01	0,02	0,54	38,1
LIL-3	Lilleh. camping sør	101,0	10,03	99,3	0,03	0,51	0,03	0,72	0,18	0,07	0,10	0,02	0,01	0,15	8,14
LRA	Lilleh. RA	47,9	14,10	294,4	0,05	2,37	0,40	4,32	0,88	0,54	0,64	0,04	<0,03	0,07	4,35
VIR	Vingrom	38,8	22,37	576,5	0,07	4,19	0,92	6,46	1,74	1,06	0,86	0,05	<0,01	0,13	6,39
MOE	Moelv	75,3	9,09	120,7	0,02	0,85	0,11	1,04	0,25	0,19	0,16	0,09	0,04	0,09	6,14
RED	Gjø. Redalen	33,2	5,01	150,8	<0,01	0,27	0,05	0,18	0,09	0,05	0,10	0,01	0,05	0,09	4,08
GDY	Gjø. dyp	42,0	4,78	113,8	<0,01	0,69	0,04	0,54	0,22	0,07	0,10	0,02	<0,02	0,09	2,95
GSK	Gjø. Skibl.	51,8	33,68	650,2	<0,01	0,56	0,05	1,34	0,23	0,17	0,17	0,09	0,17	0,10	30,7
GHA	Gjø. havna	30,6	5,94	194,1	<0,01	0,09	0,01	0,15	0,03	<0,05	<0,04	0,01	<0,02	<0,04	5,53
GHU	Gjø. Hunnselv	107,0	50,83	475,0	0,02	0,80	0,09	1,16	0,18	0,21	0,12	0,29	0,31	0,32	47,2
GRA	Gjø. RA	46,6	43,46	932,6	0,03	2,15	0,12	4,80	1,14	0,71	0,74	0,15	1,20	0,98	31,0
FBR	Furnesfj. Brumund.	51,5	3,13	60,8	<0,01	0,38	0,03	0,36	0,10	0,05	0,05	0,02	<0,01	0,08	2,02
FHO	Furnesfj. hovedst.	50,6	4,99	98,5	0,01	0,76	0,08	0,5	0,18	0,08	0,11	0,04	<0,03	0,17	2,96
HRO	Ham. Rosenlund	24,3	3,38	139,1	<0,01	0,20	0,02	0,17	0,04	0,02	0,03	0,01	0,04	0,07	2,75
HPO	Ham. Politihus	54,3	95,69	1762,2	0,01	0,76	0,07	1,45	0,23	0,29	0,17	0,48	0,38	0,85	90,9
HBU	Ham. bukta	49,9	11,77	235,8	<0,01	0,35	0,02	0,27	0,08	0,05	0,11	0,02	0,02	0,1	10,7
HHO	Ham. hovedst.	44,8	3,13	69,8	<0,01	0,28	0,02	0,15	0,11	0,04	0,05	0,01	<0,01	0,08	2,35
HRA	Ham. RA	51,1	16,23	317,6	0,05	0,38	0,14	0,44	0,20	0,21	0,20	0,25	4,83	3,3	5,58
SKR	Skreia	43,6	5,63	129,0	0,02	1,39	0,07	0,75	0,41	0,10	0,17	0,01	<0,04	0,09	2,54
MOR	Morsk.	41,2	4,90	118,9	0,01	0,55	0,04	0,31	0,16	0,05	0,07	0,02	<0,02	0,06	3,58
MIN	Minnesund	2,5	0,16	62,0	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04



Figur 3. *Konsentrasjoner av utvalgte PBDE-kongenerer i overflatesjikt ved de enkelte stasjoner. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. Øvre figur viser konsentrasjonene på tørrvektsbasis, nedre figur viser dem justert for innholdet av organisk karbon (ng/g TOC). Merk: ulik skala for BDE-209 (høyre verdiakse) og de øvrige kongenerer (venstre verdiakse). De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*



Figur 4. *Konsentrasjonen av deka-BDE plottet mot konsentrasjonen av kongenerene som inngår i den kommersielle penta-BDE blandingen. Venstre figur framstiller konsentrasjonene på tørrvektsbasis, høyre figur framstiller dem justert for organisk karbon (TOC). De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

5.2 PBDE i daterte sedimentkjerner

Fire av de fem analyserte sedimentkjernene kunne dateres med en god grad av sikkerhet. Den femte kjernen fra hovedstasjonen ved Hamar (HHO) lot seg ikke datere da sedimentene her var ustabile transportsedimenter, det vil si at det her kan være såpass sterke strømmer at det i perioder skjer en erosjon og horisontal transport av sedimenter. Under slike forhold vil det ikke bygge seg opp kronologisk avsatte sedimentsjikt. Vi vil derfor ikke diskutere konsentrasjonsendringene i denne kjernen.

Dateringene for nedre sjikt i de forskjellige kjernene varierte mellom 1978 (stasjon FBR: Furnesfjorden, Brumunddal) og 1995 (stasjon SKR: Skreia). Overflatesjiktene var datert til år 2003 for stasjonene ved Vingrom (VIR) og Furnesfjorden (FBR), mens det for de to andre stasjonene (GDY, SKR) var datert til 2005.

Konsentrasjonen oppover sedimentkjernene viste et svært forskjellig forløp (Figur 5, Tabell 1). I nedre sjikt (5-6 cm) var konsentrasjonen i alle kjernene omlag 1 ng/g, men forskjellene økte oppover. Konsentrasjonen i overflatsjiktet ved Vingrom (stasjon VIR) var 22,4 ng/g, mens den i de andre kjernene varierte mellom 3,1–4,8 ng/g. Økningen skyldes kongenerer som inngår i de tekniske blandingene av penta-BDE og deka-BDE. Kongererer som inngår i okta-BDE ble knapt påvist.

Ved Vingrom var det en markant økning i konsentrasjonen av penta-BDE i sedimentsjiktet 2-3 cm og oppover i kjernen. Konsentrasjonen av penta-BDE i dette sjiktet var 0,96 ng/g, mens det i overflatesjiktet hadde økt til 15,80 ng/g. Midlere dateringsår for sjiktet 2–3 cm var 1994, mens det for overflatesjiktet (0–1 cm) var 2003. For deka-BDE inntrådte det en markant stigning tidligere. Konsentrasjonen av deka-BDE økte brått fra 4,68 ng/g i sjiktet 3-4 cm, et sjikt som er datert til 1989, og nådde høyeste konsentrasjon på 11,50 ng/g i sjiktet 1-2 cm, datert til 1999. Det skjer så en reduksjon mot overflatesjiktet hvor konsentrasjonen avtok til 6,39 ng/g. Tidsmessig passer dette inn med oppbygningen av

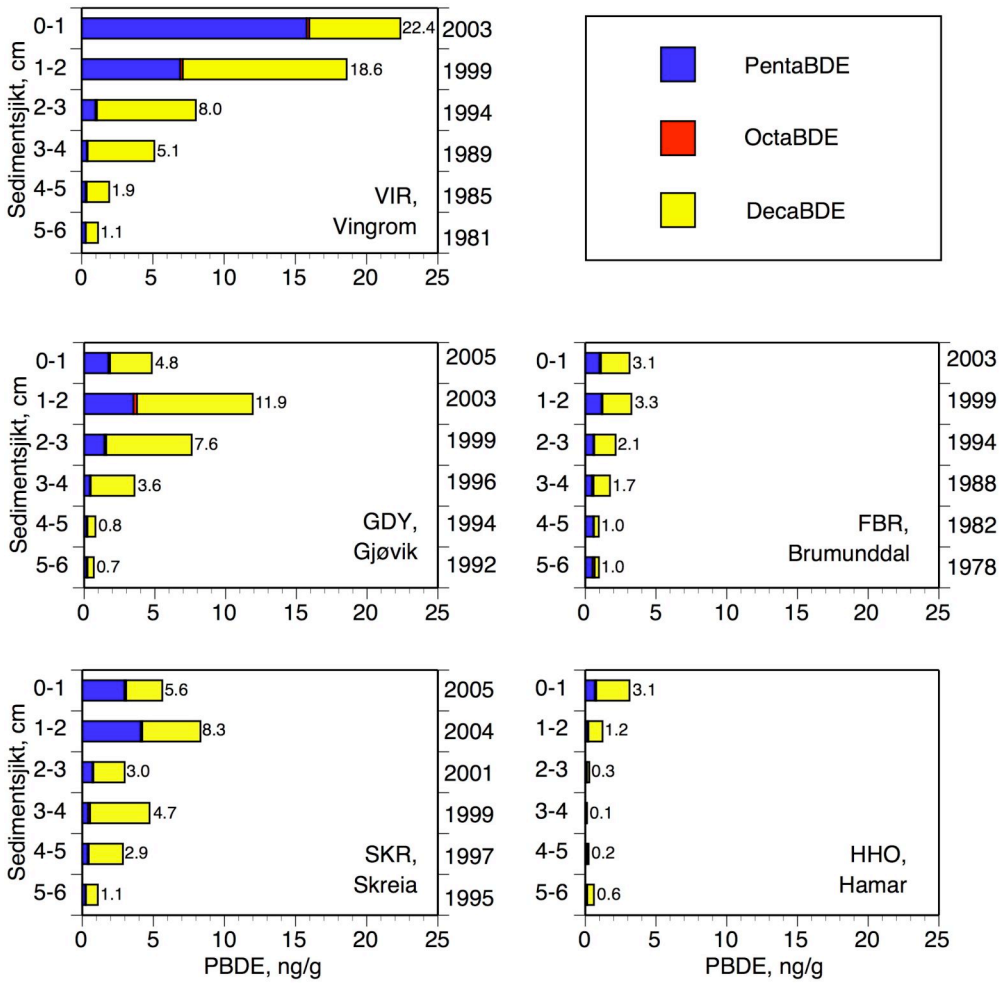
OL-anleggene ved Lillehammer, og det kan spekuleres i om disse forurensningene kan stå i forbindelse med denne aktiviteten.

Sedimentasjonsraten var høyere i de andre sedimentkjernene, noe som gjorde at de korresponderende sedimentsjiktene var yngre enn i kjernen fra Vingrom. I kjernen fra Gjøvik finner vi en markert økning av penta-BDE i 2–3 cm sjiktet (1,43 ng/g) som er datert til 1999. Høyeste nivå finnes på i 1–2 cm sjiktet (3,49 ng/g), datert til 2003, men det er en reduksjon (1,71 ng/g) i overflatesjiktet som er datert til 2005. Konsentrasjonen av deka-BDE følger omtrent samme forløp, med en maksimal konsentrasjon på i 1–2 cm sjiktet (8,18 ng/g) og et avtak mot overflatesjiktet (2,95 ng/g). Konsentrasjonsøkningene begynte imidlertid tidligere enn for penta-BDE, med en markant forhøying i 3–4 cm sjiktet (3,09 ng/g) som var datert til 1996.

I kjernen fra Mjøsas dypeste områder ved Skreia fant vi en utvikling som liknet den som ble observert ved Gjøvik. Maksimal konsentrasjon av penta-BDE og deka-BDE på henholdsvis 4,11 og 4,09 ng/g ble funnet i 1–2 cm sjiktet, datert til 2004. I overflate-sedimentet, datert til 2005, avtok konsentrasjonene til henholdsvis 2,97 og 2, 54 ng/g. Også i denne kjernen begynte økningen av deka-BDE tidligere enn penta-BDE. Markert forhøyet konsentrasjon av deka-BDE på 2,40 ng/g ble funnet i sjiktet 4-5 cm, datert til 1997. For penta-BDE inntraff en markant økning først i 1-2 cm sjiktet, men en moderat forhøyning på 0,72 ng/g kunne observeres i 2-3 cm sjiktet fra 2001.

Tabell 3. *Konsentrasjonen av sum polybrominerte difenyletere som ΣPBDE (ng/g tørrvekt og ng/g TOC) og av enkelte utvalgte kongenerer i sedimentkjerner fra Mjøsa. Fire av kjernene lot seg datere med ^{210}Pb-metoden. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt. For beregning av ΣPBDE har observasjoner under deteksjonsgrensen blitt byttet ut med halve denne.*

St.ID	Stasjonsnavn	sediment-sjikt, cm	Datering årstall	TOC ug/mg	∑PBDE ng/g t.v.	∑PBDE ng/g TOC	PBDE, ng/g t.v. BDE-28	BDE-47	BDE-49+71	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209
VIR	Vingrom	0-1	2003	38,8	22,37	576,5	0,07	4,19	0,92	6,46	1,74	1,06	0,86	0,05	<0,01	0,13	6,39
VIR	Vingrom	1-2	1999	26,7	18,6	696,6	0,04	1,97	0,54	2,64	0,68	0,48	0,39	0,03	<0,01	0,15	11,5
VIR	Vingrom	2-3	1994	18,8	8,01	426,1	<0,01	0,28	0,08	0,35	0,1	0,06	0,06	<0,01	<0,01	0,1	6,94
VIR	Vingrom	3-4	1989	20,0	5,1	255	<0,01	0,11	0,03	0,12	0,03	0,02	0,02	<0,01	<0,01	0,05	4,68
VIR	Vingrom	4-5	1985	27,3	1,93	70,7	<0,01	0,08	0,03	0,08	0,02	0,02	0,01	0,03	0,02	0,03	1,58
VIR	Vingrom	5-6	1981	33,5	1,15	34,2	<0,01	0,08	0,04	0,07	0,02	0,02	0,01	0,01	<0,01	<0,02	0,85
GDY	Gjøvik dypområde	0-1	2005	42,0	4,78	113,8	<0,01	0,69	0,04	0,54	0,22	0,07	0,1	0,02	<0,02	0,09	2,95
GDY	Gjøvik dypområde	1-2	2003	48,7	11,92	244,7	0,01	1,21	0,08	1,24	0,43	0,2	0,21	0,03	<0,04	0,2	8,18
GDY	Gjøvik dypområde	2-3	1999	43,9	7,6	173,1	<0,01	0,45	0,06	0,53	0,15	0,09	0,08	0,02	<0,03	0,1	6,04
GDY	Gjøvik dypområde	3-4	1996	39,4	3,56	90,2	<0,01	0,11	0,02	0,13	0,04	0,04	0,02	<0,01	<0,04	<0,08	3,09
GDY	Gjøvik dypområde	4-5	1994	40,4	0,8	19,7	<0,01	0,04	0,01	0,05	0,01	<0,03	<0,02	<0,01	<0,03	<0,07	0,56
GDY	Gjøvik dypområde	5-6	1992	32,6	0,68	20,9	<0,01	0,03	0,01	0,05	0,01	<0,04	<0,02	<0,01	<0,03	<0,08	0,44
FBR	Furnesfj. Brummund.	0-1	2003	51,5	3,13	60,8	<0,01	0,38	0,03	0,36	0,1	0,05	0,05	0,02	<0,01	0,08	2,02
FBR	Furnesfj. Brummund.	1-2	1999	54,3	3,26	60	<0,01	0,51	0,03	0,34	0,11	0,05	0,06	0,02	<0,01	0,05	2,04
FBR	Furnesfj. Brummund.	2-3	1994	59,8	2,15	35,9	<0,01	0,19	0,03	0,21	0,05	0,03	0,03	0,01	<0,02	<0,07	1,51
FBR	Furnesfj. Brummund.	3-4	1988	77,2	1,75	22,6	<0,01	0,14	0,05	0,17	0,04	<0,03	<0,02	<0,01	<0,05	<0,17	1,16
FBR	Furnesfj. Brummund.	4-5	1982	87,0	0,96	11	0,03	0,17	0,08	0,17	0,03	0,03	0,03	<0,01	<0,04	<0,04	0,34
FBR	Furnesfj. Brummund.	5-6	1978	101,0	0,97	9,6	0,04	0,14	0,07	0,13	0,02	<0,07	<0,06	<0,01	<0,09	<0,2	0,3
HHO	Hamar	0-1		44,8	3,13	69,8	<0,01	0,28	0,02	0,15	0,11	0,04	0,05	0,01	<0,01	0,08	2,35
HHO	Hamar	1-2		32,8	1,22	37,2	<0,01	0,06	<0,01	0,04	0,02	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,04	1
HHO	Hamar	2-3		21,2	0,29	13,4	<0,01	0,03	<0,01	0,02	<0,01	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,16
HHO	Hamar	3-4		18,1	0,13	6,9	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,05
HHO	Hamar	4-5		17,4	0,24	13,5	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,03	0,1
HHO	Hamar	5-6		15,7	0,61	38,9	<0,01	0,03	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,47
SKR	Skreia	0-1	2005	43,6	5,63	129	0,02	1,39	0,07	0,75	0,41	0,1	0,17	0,01	<0,04	0,09	2,54
SKR	Skreia	1-2	2004	50,6	8,31	164,2	0,03	1,65	0,11	1,3	0,5	0,18	0,24	0,03	<0,02	0,07	4,09
SKR	Skreia	2-3	2001	30,9	2,98	96,4	<0,01	0,26	0,03	0,23	0,08	0,04	0,04	0,01	<0,01	0,05	2,2
SKR	Skreia	3-4	1999	37,4	4,73	126,5	<0,01	0,14	0,02	0,13	0,04	0,02	0,02	0,02	0,03	0,1	4,18
SKR	Skreia	4-5	1997	32,2	2,86	88,7	<0,01	0,13	0,03	0,11	0,04	0,02	0,02	0,01	<0,02	0,05	2,4
SKR	Skreia	5-6	1995	26,6	1,09	41	<0,01	0,07	0,02	0,06	0,02	0,01	0,01	0,01	<0,03	<0,03	0,83



Figur 5. *Konsentrasjoner av PBDE (tekniske hovedgrupper)i sedimentkjerner fra fem stasjoner i Mjøsa. Årstall for dateringen av sedimentesjiktet er gitt langs høyre akse (beregnet for midtpunkt for sjiktet). Kjernen fra Hamar var tatt på ustabile sedimenter og kunne ikke dateres. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. Stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

I kjernen fra Furnesfjorden, Brumunddal (FBR) var det mer moderate økninger i konsentrasjonene av PBDE fra sjiktet 3-4 cm og oppover. Deka-BDE syntes å begynne økningen først, med et nivå på 1,16 i 3-4 cm sjiktet fra 1988. Maksimalt nivå på omlag 2 ng/g var å finne i de to øvre 1 cm sjiktene, datert til 1999 og 2003. For penta BDE ble moderat forhøyede verdier på 1 ng/g funnet i de to øvre 1 cm sjiktene.

Analyser av de daterte kjernene viser at det har skjedd store utslipp av de tekniske blandingene penta-BDE og deka-BDE til Mjøsa, og at utslippene av deka-BDE må ha startet før utslippene av penta-BDE. Kjernen fra Vingrom viser at det i Lillehammerområdet må ha blitt sluppet ut betydelige mengder av begge de tekniske blandingene. Profilene i kjernen viser at utslippene av penta-PBDE må ha begynt på midten eller i siste halvdel av 1990-tallet, mens utslippene av deka-BDE må ha begynt i siste halvdel av 1980-tallet.

Sedimentkjernene fra dypvannsbassengene ved Gjøvik og Skreia var mindre forurenset av PBDE enn ved Vingrom, og konsentrasjonsøkningene i disse begynte noen år seinere enn ved Vingrom. Årsaken til at konsentrasjonen av disse forurensningene begynner å øke

seinere enn ved Vingrom har vi ikke informasjon til å kunne gi noen fullgod forklaring på. Dersom disse forurensningene i hovedsak skyldes utslippene i Lillehammerområdet må det bety at det har tatt tid å få de fraktet ned til de mer sentrale dypvannsområdene i Mjøsa. Dette er sterkt partikkelbundne forbindelser som kan tenkes å ha et annet transportmønster enn forbindelser som har en større fri fraksjon i vann.

Et annet forhold som også kan ha påvirket forurensningsgraden av sedimentene på de sentrale dypvannsbassengene i Mjøsa er potensielle utslipp fra Rambek renseanlegg ved Gjøvik. Dette anlegget begynte å behandle slam fra Lillehammer RA i 1999, og kan således ha fungert som en sekundær kilde for PBDE til sentrale Mjøsa. Konsentrasjons-økningene utenfor anleggets utslippspunkt viser at det har vært betydelige utslipp herfra, og vi kan ikke utelukke at disse tilførslene har hatt mer enn lokale effekter. Andre mulige kilder kan også ha vært virksomheten ved avfalls- og fragmenteringsverkene på Gjøvik og ved Raufoss industripark.

6. Heksabromsyklododekan (HBCDD)

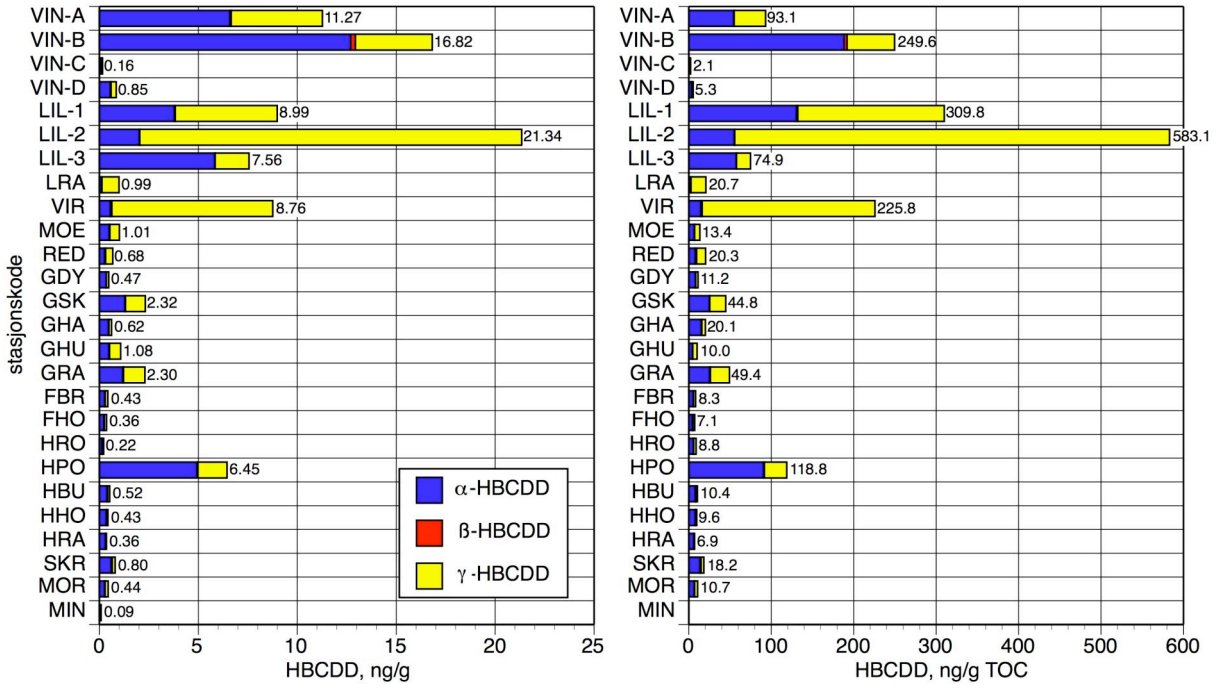
6.1 HBCDD i overflatesedimenter

Konsentrasjonene av **Σ**HBCDD i Mjøsas overflatesedimenter varierte mellom 0,09–21,34 ng/g tørrvekt (Tabell 4). De laveste nivåene fantes ved Minnesund, og de høyeste nivåene ved stasjonene omkring Lillehammer og nord i Mjøsa (Vingrom). Det var også tendenser til forhøyede nivåer på de bynære stasjonene nær Gjøvik og Hamar. Til sammenligning hadde flere bynære stasjoner konsentrasjoner over 30 ng/g tørrvekt av PBDE.

I Figur 6 har vi framtilt konsentrasjonene på både tørrvektsbasis og justert for mengde organisk karbon (TOC). Da HBCDD er en lipofil og hydrofob forbindelse kan man forvente at den er assosiert til den organiske fraksjonen i sedimentet. Konsentrasjons-mønsteret, eller de relative forskjellene mellom prøvene, endret seg imidlertid ikke vesentlig ved å justere for organisk karbon, så i det følgende vil vi kun diskutere nivåene gitt som ukorrigerte tørrvekter.

Tabell 4. *Konsentrasjonen av de forskjellige isomerene av heksabromsyklododekan (HBCDD) i overflatesedimenter. For beregning av ΣHBCDD er observasjoner under deteksjonsgrensen satt lik halve denne denne. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt.*

St. ID	Stasjonsnavn	TOC µg/mg	α-HBCDD ng/g	β-HBCDD ng/g	γ-HBCDD ng/g	ΣHBCDD ng/g
VIN-A	Vingnes Skibl. A	121,0	6,60	0,06	4,61	11,27
VIN-B	Vingnes Skibl. B	67,4	12,70	0,24	3,88	16,82
VIN-C	Vingnes Skibl. C	74,5	0,10	<0,02	0,05	0,16
VIN-D	Vingnes Skibl. D	161,0	0,55	<0,08	0,26	0,85
LIL-1	Lilleh. overvann	29,0	3,79	<0,09	5,15	8,99
LIL-2	Lilleh. Vingnesbr. sør	36,6	2,02	<0,04	19,3	21,34
LIL-3	Lilleh. camping sør	101,0	5,83	0,02	1,71	7,56
LRA	Lilleh. RA	47,9	0,11	<0,04	0,86	0,99
VIR	Vingrom	38,8	0,56	<0,14	8,13	8,76
MOE	Moelv	75,3	0,50	0,03	0,48	1,01
RED	Gjøvik. Redalen	33,2	0,26	<0,11	0,36	0,68
GDY	Gjøvik. dyp	42,0	0,34	0,01	0,12	0,47
GSK	Gjøvik. Skibl.	51,8	1,29	<0,06	1,00	2,32
GHA	Gjøvik. havna	30,6	0,46	<0,05	0,13	0,62
GHU	Gjøvik. Hunnselv	107,0	0,48	<0,07	0,56	1,08
GRA	Gjøvik. RA	46,6	1,18	<0,08	1,08	2,30
FBR	Furnesfj. Brumund.	51,5	0,27	<0,05	0,13	0,43
FHO	Furnesfj. hovedst.	50,6	0,22	<0,06	0,11	0,36
HRO	Hamar. Rosenlund	24,3	0,13	<0,03	0,07	0,22
HPO	Hamar. Politihus	54,3	4,93	<0,10	1,47	6,45
HBU	Hamar. bukta	49,9	0,39	<0,06	0,10	0,52
HHO	Hamar. hovedst.	44,8	0,35	0,03	0,05	0,43
HRA	Hamar. RA	51,1	0,30	<0,03	0,04	0,36
SKR	Skreia	43,6	0,59	<0,12	<0,29	0,80
MOR	Morskogen	41,2	0,27	<0,04	0,15	0,44
MIN	Minnesund	2,5	<0,06	<0,03	<0,08	0,09



Figur 6. *Konsentrasjoner av de enkelte HBCDD-isomerene i overflatesjikt ved ulike stasjoner. Venstre figur viser konsentrasjonen på tørrvektsbasis (ng/g), høyre figur viser konsentrasjonen normalisert mot prøvens innhold av totalt organisk karbon (ng/g TOC). Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. Prøven fra stasjon MIN er ikke justert for TOC pga.HBCDD-konsentrasjoner under deteksjonsgrensen. De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

Konsentrasjonene var tydelig forhøyet i prøvene fra stasjonene rett sør for Lillehammer (LIL-1, -2 og -3), ved 2 av de 4 stasjonene ved Vingnes (nye Skibladnerbrygga) og ved Vingrom (VIR). Konsentrasjonene her varierte mellom 7,56–21,34 ng/g. Høyeste konsentrasjon var ved LIL-2, som er stasjonen sør for Vingnesbrua.

Ved Gjøvik var det svakt forhøyede konsentrasjoner av HBCDD i prøvene fra stasjonene ved Skibladner (GSK) og utenfor renseanlegg (GRA). Konsentrasjonene her var henholdsvis 1,08 og 2,32 ng/g. Utenfor Hunnselva (GHU) og i småbåthavna (GHA) var nivået lavere og lå nær bakgrunnsområdet som vi kan på de mindre lokalt påvirkede stasjonene i Mjøsa (0,5–1 ng/g).

Ved Hamar var det kun markert forhøyet konsentrasjon i prøven fra Hamar Politihus (HPO) med et nivå på 6,45 ng/g.

Ved de øvrige stasjonene var nivåene lave (0,09–1,0 ng/g) og det var ingen tegn til lokale forurensninger.

Nivåene av HBCDD i Mjøsas sedimenter har fram til nå vært lite undersøkt. I 2003 ble det analysert tre prøver fra selve Mjøsa, men metoden som da ble benyttet hadde en høy måleusikkerhet og måtte beskrives som semikvantitativ (Fjeld et al. 2004). I en prøve fra Lillehammerområdet ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av β-isomeren av HBCDD (7,9 ng/g), men ellers var nivåene under metodens deteksjonsgrense (omlag 0,3 ng/g). Vi

har ikke funnet tilsvarende høye nivåer av β-isomeren i foreliggende undersøkelse, og i hovedsak har konsentrasjonene av denne isomeren vært und
er metodens deteksjonsgrense (omlag 0,05 ng/g).

I SFTs screeningsundersøkelse fra 2004 (Fjeld et al. 2005) ble det målt mellom 0,2–4,4 ng/g HBCDD i ferskvannssedimenter fra seks lokaliteter. Høyeste nivå ble funnet i Øyeren, og her dominerte γ-isomeren. Dette er noe lavere enn de forhøyede verdiene ved Lillehammerområdet i Mjøsa.

Forholdet mellom de tre forskjellige isomerene varierte mellom stasjonene. I hovedsak dominerte α-isomeren, men sør for Lillehammer var det en klar dominans av γ-isomeren ved stasjonene LIL-1 (v. overvannsutløp), LIL-2 (sør for Vingnesbrua) og VIR (Vingrom). I de tekniske blandingene av HBCDD dominerer vanligvis γ-isomeren (Peled et al. 1995), mens det i biota som regel er en dominans av α-isomeren. Dette forklares med at γ-isomeren metaboliseres (nedbrytes), mens α-isomeren er persistent og biomagnifiseres. Det kan imidlertid skje en isomerisering og omdanning av γ-HBCDD til α-HBCDD, f.eks. ved varmebehandling (Peled et al. 1995). Metabolisering og/eller en isomerisering av γ-isomeren kan være mekanismene bak dominansen av α-isomeren ved flere av stasjonene i Mjøsa.

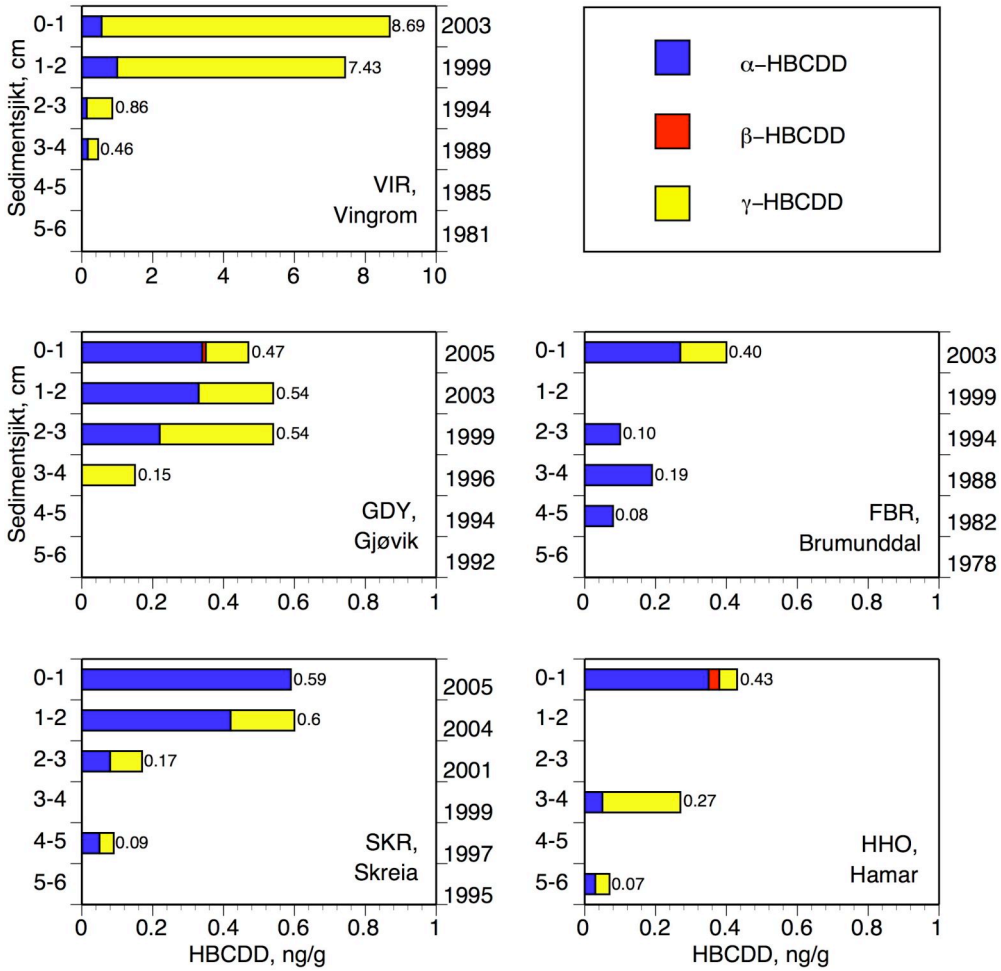
I undersøkelsen til Snilsberg et al. (2005) av ble det funnet betydelige konsentrasjoner av HBCDD i innløpvann og slam fra kloakkrenseanlegget til Lillehammer, og i slam i og utenfor kanalen på Strandtorget. Det er sannsynlig at disse utslippene har forurenset sedimentene i nordre deler av Mjøsa og er årsaken til de høye konsentrasjonene som nå påvises i sedimentene fra bynære områdene ved Lillehammer og ut til Vingrom.

6.1.1 HBCDD i daterte sedimenter

Konsentrasjonen i de daterte kjernene viste en svært forskjellig utvikling over tid (Figur 7, Tabell 5). Ved Vingrom skjedde det en kraftig økning oppover i kjernen. I de to nederste sjiktene var det ingen påviselige mengder HBCDD, og kun små konsentrasjoner i de to neste (< 1 ng/g). I sjiktet 1-2 cm, som var datert til 1999, var konsentrasjonene økt til 7,43 ng/g. Overflatesjiktet, datert til 2003, hadde omlag samme konsentrasjon med 8,69 ng/g. I disse to øvre sjiktene dominerte γ-isomeren med 85–93 %.

Ved de andre stasjonene var det bare mindre konsentrasjonsøkninger oppover i kjernene, og konsentrasjonene nådde aldri over 0,6 ng/g. Det var en tendens til at α-isomeren dominerte over γ-isomeren i disse kjernene.

Analysene av de daterte kjernene viste at de betydeligste utslippene av HBCDD har vært begrenset til Lillehammerområdet, og at forurensningen begynte i løpet av siste halvdel av 1990-tallet.



Figur 7. *Konsentrasjoner av de enkelte HBCDD-isomerene i ulike sedimentsjikt ved fem stasjoner i Mjøsa. Årstall for dateringen av sedimentesjiktet er gitt langs høyre akse (beregnet for midtpunkt for sjiktet). Kjernen fra Hamar var tatt på ustabile sedimenter og kunne ikke dateres. Da samtlige isomerer i enkelte sjikt var under deteksjonsgrensen er observasjoner under denne grensen ekskludert. De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden. Merk: Skala for stasjon VIR, Vingrom, er forskjellig fra de øvrige.*

Tabell 5. *Konsentrasjonen av de enkelte HBCDD-isomerene i sedimentkjerner fra Mjøsa. Fire av kjernene lot seg datere med ^{210}Pb-metoden. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt. For beregning av ΣHBCDD har observasjoner under deteksjonsgrensen blitt byttet ut med halve denne.*

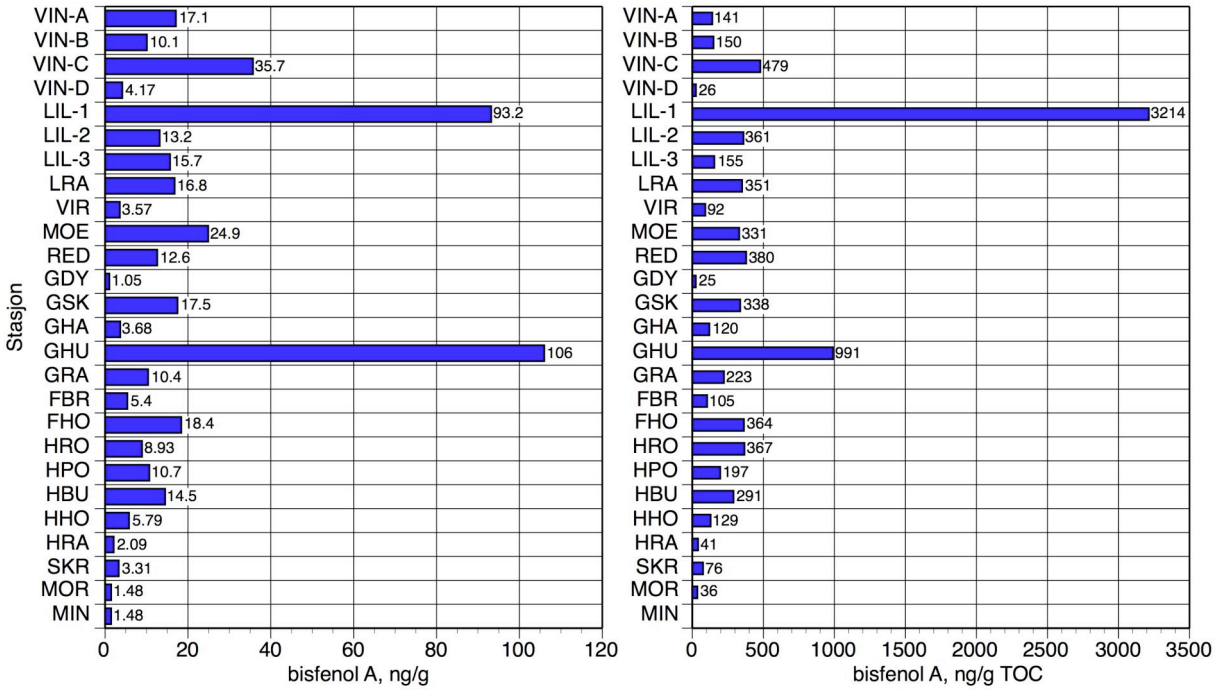
St. ID	Stasjonsnavn	sjikt, cm	Year	TOC μg/mg	α-HBCDD ng/g	β-HBCDD ng/g	γ-HBCDD ng/g	ΣHBCDD ng/g
VIR	Vingrom	0-1	2003	38,8	0,56	<0,14	8,13	8,76
VIR	Vingrom	1-2	1999	26,7	1,00	<0,11	6,43	7,49
VIR	Vingrom	2-3	1994	18,8	0,14	<0,08	0,72	0,90
VIR	Vingrom	3-4	1989	20,0	0,17	<0,05	0,29	0,49
VIR	Vingrom	4-5	1985	27,3	<0,10	<0,09	<0,24	0,22
VIR	Vingrom	5-6	1981	33,5	<0,14	<0,16	<0,41	0,36
FBR	Gjøvik dypområde	0-1	2003	51,5	0,27	<0,05	0,13	0,43
GDY	Gjøvik dypområde	0-1	2005	42,0	0,34	0,01	0,12	0,47
GDY	Gjøvik dypområde	1-2	2003	48,7	0,33	<0,05	0,21	0,57
GDY	Gjøvik dypområde	2-3	1999	43,9	0,22	<0,07	0,32	0,58
GDY	Gjøvik dypområde	3-4	1996	39,4	<0,05	<0,04	0,15	0,20
GDY	Gjøvik dypområde	4-5	1994	40,4	<0,09	<0,08	<0,21	0,19
GDY	Furnesfj. Brummund.	5-6	1992	32,6	<0,13	<0,12	<0,31	0,28
FBR	Furnesfj. Brummund.	1-2	1999	54,3	0,40	<0,13	<0,32	0,63
FBR	Furnesfj. Brummund.	2-3	1994	59,8	0,10	<0,07	<0,18	0,23
FBR	Furnesfj. Brummund.	3-4	1988	77,2	0,19	<0,06	<0,14	0,29
FBR	Furnesfj. Brummund.	4-5	1982	87,0	0,08	<0,70	<0,17	0,52
FBR	Furnesfj. Brummund.	5-6	1978	101,0	<0,10	<0,09	<0,21	0,20
HHO	Hamar hovedstasjon	0-1	.	44,8	0,35	0,03	0,05	0,43
HHO	Hamar hovedstasjon	1-2	.	32,8	<0,06	<0,04	<0,11	0,11
HHO	Hamar hovedstasjon	2-3	.	21,2	<0,02	<0,01	<0,03	0,03
HHO	Hamar hovedstasjon	3-4	.	18,1	0,05	<0,05	0,22	0,30
HHO	Hamar hovedstasjon	4-5	.	17,4	<0,03	<0,02	<0,06	0,06
HHO	Hamar hovedstasjon	5-6	.	15,7	0,03	<0,04	0,04	0,09
SKR	Skreia	0-1	2005	43,6	0,59	<0,12	<0,29	0,80
SKR	Skreia	1-2	2004	50,6	0,42	<0,05	0,18	0,63
SKR	Skreia	2-3	2001	30,9	0,08	<0,03	0,09	0,19
SKR	Skreia	3-4	1999	37,4	<0,05	<0,04	<0,09	0,09
SKR	Skreia	4-5	1997	32,2	0,05	<0,03	0,04	0,11
SKR	Skreia	5-6	1995	26,6	<0,06	<0,12	<0,29	0,24

7. Tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A

7.1 TBBPA og bisfenol A i overflatesedimenter

Konsentrasjonen av TBBPA nådde ikke over deteksjonsgrensen i noen av prøvene av overflatesediment, som i de fleste tilfellene var <1 ng/g eller lavere. I en tidligere undersøkelse har vi rapportert at konsentrasjonen av denne forbindelsen i sedimenter fra Mjøsa var lave og varierte mellom 0,04–0,13 ng/g tørrvekt (Fjeld et al. 2005). Da konsentrasjonene i foreliggende undersøkelse var under deteksjonsgrensen vil vi derfor ikke diskutere denne forbindelsen videre.

For bisfenol A lå det vanlig forekommende nivå i området 3–20 ng/g, med de høyeste konsentrasjonene i de bynære områdene. I en tidligere undersøkelse fra Mjøsa (Fjeld et al. 2004a) ble det i sedimenter utenfor renseanleggene ved Lillehammer og ved Gjøvik, samt ved Brumunddal funnet konsentrasjoner i området 27–48 ng/g, det vil si noe høyere enn de vanlig forekommende nivåene i foreliggende undersøkelse. Dette indikerer at rense–anleggene er en viktig kilde for bisfenol A til Mjøsa. Bisfenol A er en mer vannløselig forbindelse enn flammehemmerene PBDE og HBCDD, og har således et større potensial for å passere renseanleggene enn disse.



Figur 8. *Konsentrasjoner av bisfenol A i overflatesjikt ved ulike stasjoner. Venstre figur viser konsentrasjonen på tørrvektsbasis (ng/g), høyer figur viser konsentrasjonen normalisert mot prøvens innhold av totalt organisk karbon (ng/g TOC). Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

To stasjoner skilte seg ut med markert høye nivåer: LIL-1 (overvannsutløp sør for Lillehammer) med en konsentrasjon på 93,2 ng/g, og GHU (Gjøvik, utenfor Hunnselva) med en konsentrasjon på 106 ng/g. Dette viser at disse stasjonene er markert påvirket av lokale tilførsler. At det vil være slike tilførsler fra et overvannsutløp fra et urbant område med industri er ikke uventet, men at det skulle være så vidt høye konsentrasjoner i sedimentene utenfor en større elv er mer overraskende.

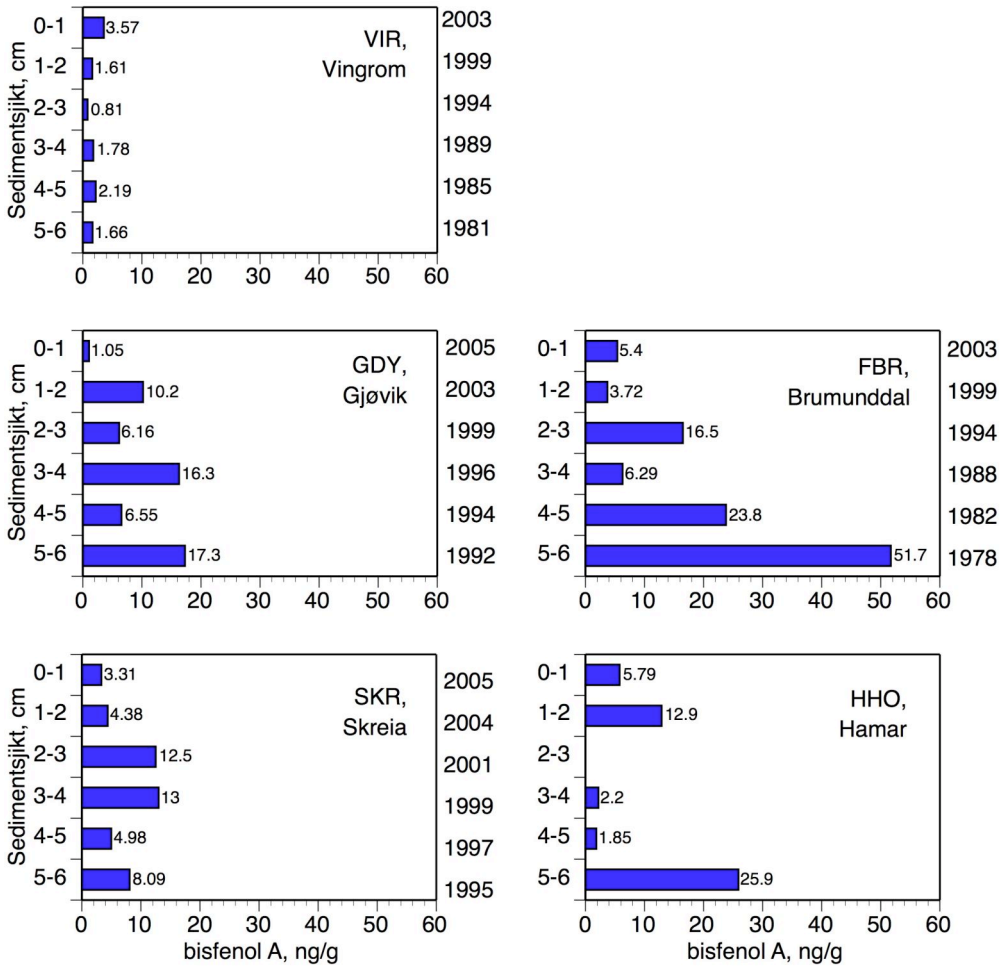
Sedimentprøven utenfor Hunnselva er tatt på 24 m dyp, noe som må bety at et større område utenfor utløpet er markert kontaminert av bisfenol A. Konsentrasjonen her er til sammenlikning av samme størrelse som i munningsområdet til Drammenselva (ca 100–300 ng/g, Fjeld et al. 2004a).

7.2 TBBPA og bisfenol A i daterte sedimenter

I likhet med overflatesedimentene var konsentrasjonen av TBBPA i de daterte sedimentene under metodens deteksjonsgrense, unntatt for prøven fra sjiktet 1–2 cm ved Vingrom (VIR) hvor konsentrasjonen var 0,24 ng/g. Vi kan derfor ikke gi noen nærmere diskusjon av denne forbindelsen.

I de daterte kjernene var det ingen entydige trender på konsentrasjonsendringer for bisfenol A oppover i kjernene, unntatt for kjernen fra stasjonen i Brumunddal, Furnesfjorden (FBU) (Figur 9). Her var det en kraftig avtagende tendens, fra en maksimal konsentrasjon på 51,7 ng/g i sjiktet 5–6 cm (datert til 1978) og til omlag 4–5 ng/g i de to øvre 1 cm sjiktene (datert til 1999 og 2003).

Ved Vingrom (VIR) var nivåene gjennomgående lave og varierte mellom 0,8–3,6 ng/g. I de andre kjernene varierte konsentrasjonene mellom 1,05–25,9 ng/g, men de mest påvirkede sjiktene forekom nederst eller midt i kjernene. De forholdsvis lave konsentrasjonene av bisfenol A i overflatesjiktet av disse sedimentkjernene viser at utslippene som kan registreres ved overflatesedimentene fra bynære områdene i Lillehammer og Gjøvik i første rekke har ført til lokalt forhøyede konsentrasjoner.



Figur 9. *Konsentrasjoner av bisfenol A i ulike sedimentsjikt ved fem stasjoner i Mjøsa. Årstall for dateringen av sedimentsjiktet er gitt langs høyre akse (beregnet for midtpunkt for sjiktet). Kjernen fra Hamar var tatt på ustabile sedimenter og kunne ikke dateres. Stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

8. Polyklorerte bifenyler (PCB)

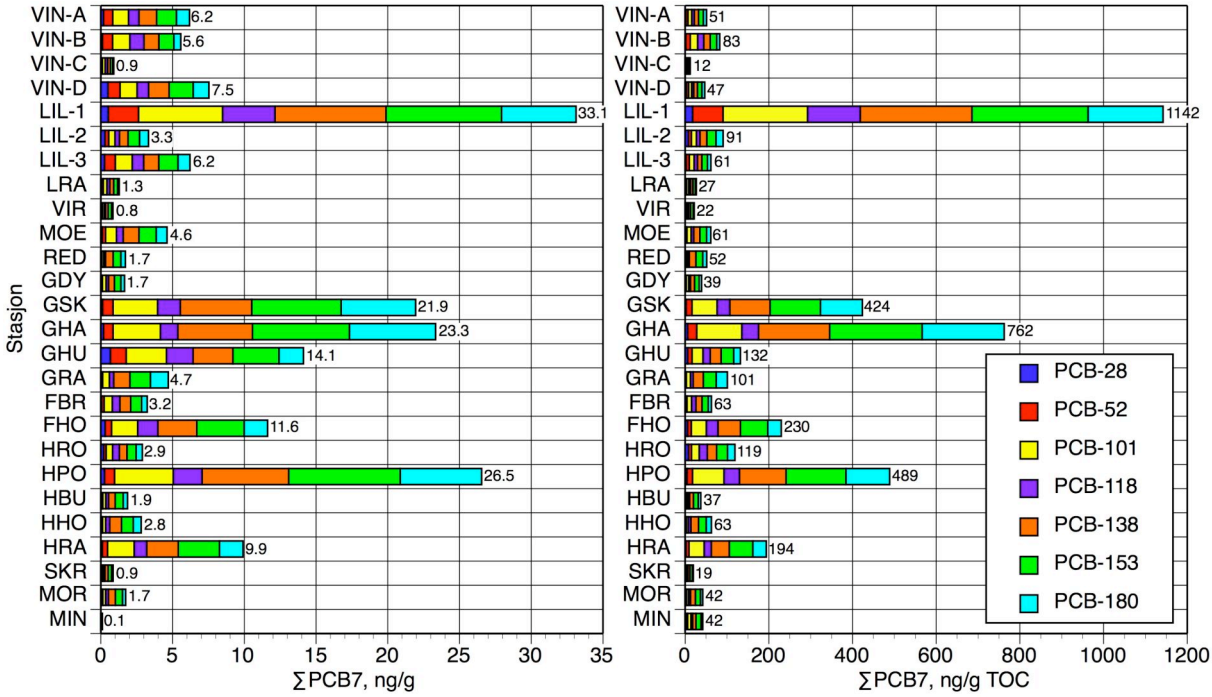
8.1 PCB i overflatesedimenter

Konsentrasjonen av PCB7 (syv vanlig analyserte kongenerer) i overflatesedimentene varierte mellom 0,12–31,1 ng/g tørrvekt (Figur 10, Tabell 6). Det var tydelig forhøyede nivåer i flere av prøvene fra bynære områder, mens de laveste verdiene ble funnet ved Minnesund og på de dypere stasjonene. Det geografiske omfanget av forurensningene syntes å være mer utstrakt ved Gjøvik og Hamar enn ved Lillehammer.

Da PCB er sterkt knyttet til den organiske fraksjonen i sedimentet har vi også oppgitt konsentrasjonene justert for mengden organisk karbon (TOC). Konsentrasjonene av PCB7 varierte da mellom 12–1142 ng/g TOC, men en slik justering bidro ikke i noen betydelig grad til å endre det generelle bildet over forurensningsgraden (Figur 10).

Høyeste nivå ble funnet ved Stasjon LIL-1 ved Lillehammer (utenfor overvannsutløp) med en konsentrasjon på 33,1 ng/g. Dette tilsvarer tilstandsklasse III, markert forurenset (25–100 ng/g), i SFTs marine klassifikasjonssystem for miljøkvalitet (SFT 1997). De øvrige stasjonene ved Lillehammer var mindre forurenset og hadde konsentrasjoner i området 0,9–7,5 ng/g. Dette tilsvarer tilstandsklasse II, moderat forurenset (5–25 ng/g) og tilstandsklasse I, ubetydelig – lite forurenset (<5 ng/g).

Ved Gjøvik hadde stasjonene ved Skibladner (GSK), småbåthavna (GHA) og utenfor Hunnselva (GHU) konsentrasjoner av PCB7 i området 14,1–23,3 ng/g, dvs. i



Figur 10. *Konsentrasjoner av PCB7 i overflatesjikt ved ulike stasjoner. Venstre figur viser konsentrasjonen på tørrvektsbasis (ng/g), høyre figur viser konsentrasjonen normalisert mot prøvens innhold av totalt organisk karbon (ng/g TOC). Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik halve denne. De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden (tre bokstaver).*

tilstandsklasse II, moderat forurenset. Utenfor renseanlegget ved Gjøvik (GRA) var konsentrasjonene lavere (4,7 ng/g), dvs. like under grenseverdien for denne tilstandsklassen.

Ved Hamar var ble den høyeste konsentrasjonen funnet ved stasjonen utenfor Politihuset (HPO) med 26,5 ng/g, dvs tilstandsklasse III markert forurenset. Dette er et område som er kjent for å ha mottatt forurensninger fra NSBs verksteder ved stasjonsområdet (Kjellberg og Løvik 2000). Det ble ellers påvist moderate forurensninger (tilstandsklasse II) ved stasjonen utenfor Hamar renseanlegg (HRA) og midtfjords i Furnesfjorden (hovedstasjonen, FHO).

Tabell 6. *Konsentrasjonen av sum PCB7 med enkeltkongenerene, samt total total sum av PCB (ΣPCB) i overflatesedimenter fra Mjøsa. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt. Konsentrasjonene er oppgitt på tørrvektsbasis.*

		TOC	PCB, ng/g							
St. ID	Stasjonsnavn	µg/mg	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-153	PCB-180	PCB7	ΣPCB
VIN-A	Vingnes Skibl. A	121,0	0,19	0,64	1,10	0,73	1,38	0,91	6,18	18,50
VIN-B	Vingnes Skibl. B	67,4	0,12	0,70	1,20	0,99	1,04	0,48	5,57	16,40
VIN-C	Vingnes Skibl. C	74,5	0,01	0,10	0,20	0,17	0,16	0,07	0,90	2,57
VIN-D	Vingnes Skibl. D	161,0	0,50	0,84	1,19	0,80	1,68	1,09	7,53	21,30
LIL-1	Lilleh. overvann	29,0	0,52	2,11	5,86	3,65	8,05	5,19	33,10	94,40
LIL-2	Lilleh. Vingnesbr. sør	36,6	0,29	0,26	0,44	0,31	0,80	0,62	3,33	6,66
LIL-3	Lilleh. camping sør	101,0	0,26	0,75	1,18	0,80	1,34	0,83	6,21	11,50
LRA	Lilleh. RA	47,9	0,04	0,13	0,26	0,20	0,27	0,11	1,28	3,53
VIR	Vingrom	38,8	0,03	0,06	0,14	0,10	0,24	0,09	0,83	2,28
MOE	Moelv	75,3	0,11	0,22	0,76	0,47	1,20	0,75	4,60	12,20
RED	Gjø. Redalen	33,2	0,03	0,05	0,14	0,11	0,54	0,31	1,72	2,99
GDY	Gjø. dyp	42,0	0,03	0,08	0,26	0,17	0,45	0,25	1,67	4,67
GSK	Gjø. Skibl.	51,8	0,13	0,72	3,11	1,58	6,23	5,19	22,00	40,80
GHA	Gjø. havna	30,6	0,19	0,66	3,30	1,22	6,76	6,00	23,3	39,60
GHU	Gjø. Hunnselv	107,0	0,67	1,10	2,81	1,85	3,21	1,70	14,1	26,20
GRA	Gjø. RA	46,6	0,04	0,09	0,47	0,30	1,43	1,24	4,69	9,22
FBR	Furnesfj. Brumund.	51,5	0,06	0,17	0,57	0,53	0,76	0,39	3,23	5,78
FHO	Furnesfj. hovedst.	50,6	0,30	0,45	1,82	1,41	3,30	1,63	11,6	21,50
HRO	Ham. Rosenlund	24,3	0,20	0,17	0,45	0,47	0,63	0,43	2,89	5,67
HPO	Ham. Politihus	54,3	0,26	0,70	4,09	2,01	7,77	5,67	26,5	48,80
HBU	Ham. bukta	49,9	0,08	0,06	0,21	0,19	0,56	0,30	1,86	3,39
HHO	Ham. hovedst.	44,8	0,06	0,06	0,22	0,28	0,82	0,55	2,81	4,98
HRA	Ham. RA	51,1	0,11	0,36	1,86	0,87	2,87	1,64	9,90	16,80
SKR	Skreia	43,6	0,04	0,04	0,11	0,10	0,24	0,10	0,85	2,29
MOR	Morskogen	41,2	0,06	0,08	0,20	0,19	0,49	0,22	1,73	4,74
MIN	Minnesund	2,5	-0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,01	0,12	0,34

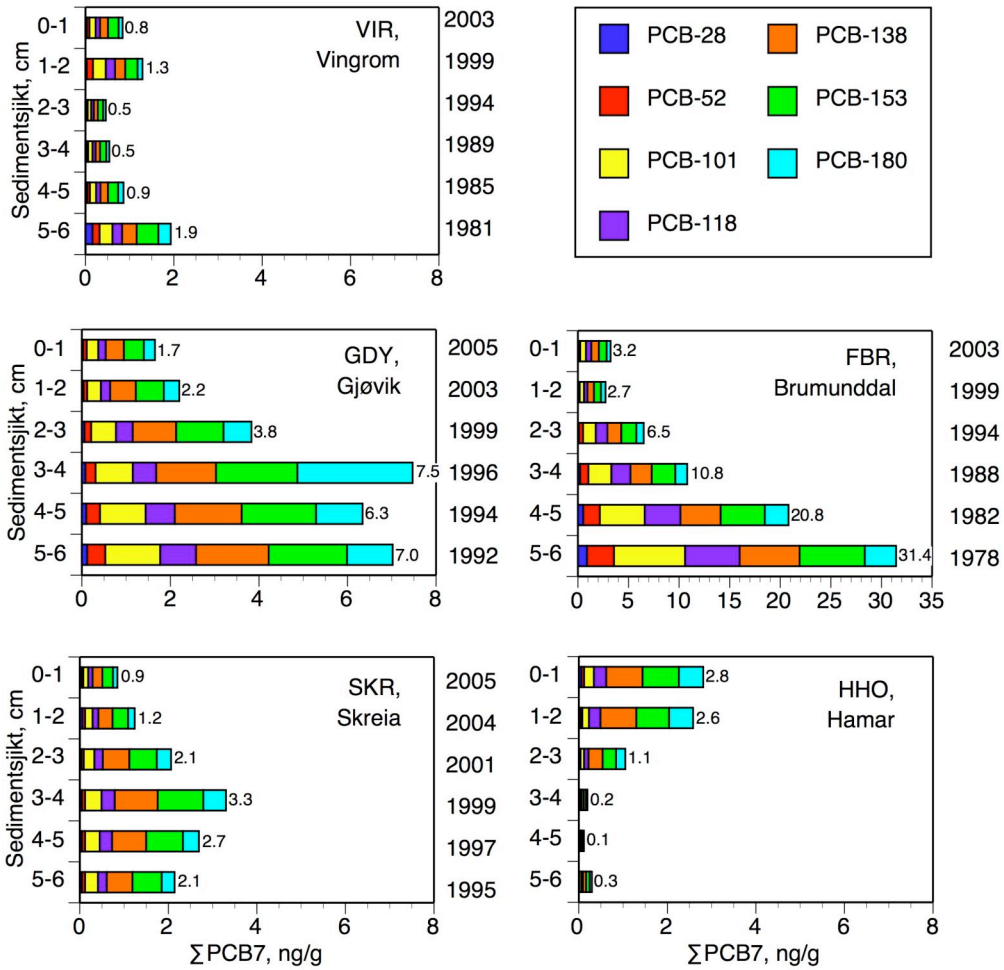
Kjellberg og Løvik (2000) rapporterte om konsentrasjoner av PCB7 i området 16–121 ng/g tørrvekt i de mest forurensede områdene i Åkersvika ved Hamar. Dette er blant de høyeste nivåene funnet i norske innsjøsedimenter, og sedimentene i det mest kontaminerte området ble fjernet under en oppryddingsaksjon. I en undersøkelse av innsjøsedimenter i Sør- og Midt-Norge fra 1995-1996, fant Rognerud et al. (1997) at konsentrasjoner i området 6-22 ng/g var vanlig blant en gruppe innsjøer med potensiell industriforurensning i nedbørfeltet. Innsjøer som kun mottok langtransportert atmosfærisk avsetning hadde i hovedsak konsentrasjoner <5 ng/g tørrvekt. De høyeste nivåene ble funnet i kystnære innsjøer på Sørlandet og det var en avtagende gradient nordover. Sammenliknet med disse nivåene synes det klart at sedimentene ved de bynære områdene i Mjøsa fortsatt er påvirket av punktutslipp av PCB.

8.2 PCB i daterte sedimentkjerner

Analysene av de daterte kjernene viste at forurensningshistorien for PCB har vært svært forskjellig i de ulike delene av Mjøsa,. Felles for kjernene var imidlertid at konsentrasjonen i hovedsak hadde en avtagende trend (Figur 11). Kjernen fra Hamar holdes da utenfor fordi den var tatt på erosjons/transportsedimenter.

Konsentrasjonene av PCB var gjennomgående lavest i kjernen fra Vingrom (VIR). Det ble her ikke påvist nivåer høyere enn tilstandsklasse I (ubetydelig – lite forurenset). Nivået av PCB7 i sjiktet 5-6 cm var 1,9 ng/g, mens overflatesjiktet innholdt en konsentrasjon på 0,8 ng/g. Disse sjiktene er datert til henholdsvis 1981 og 2003.

Ved stasjonene på de større dypområdene i sentrale Mjøsa, ved Gjøvik (GDY) og Skreia (SKR), lå konsentrasjonene i hovedsak innenfor tilstandsklasse I (ubetydelig – lite forurenset), og de laveste konsentrasjonene ble funnet i overflatesedimentene. Dateringene viste at sjiktene i kjernene spente over tidsperioden 1992–2003 og 1995–2005 for henholdsvis Gjøvik og Skreia.



Figur 11. *Konsentrasjoner av PCB7 i ulike sedimentsjikt ved fem stasjoner i Mjøsa. Årstall for dateringen av sedimentsjiktet er gitt langs høyre akse (beregnet for midtpunkt for sjiktet). Kjernen fra Hamar var tatt på ustabile sedimenter og kunne ikke dateres. De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.* Merk: *Skala for stasjon FBR, Brumunddal, er forskjellig fra de øvrige.*

Ved Gjøvik varierte nivåene mellom 1,7–7,5 ng/g, og de høyeste konsentrasjonene (tilstandsklasse II, moderat forurenset) ble funnet i sjiktene fra nederste halvdel av kjernen, datert til 1992–1996. Ved Skreia ble høyeste nivå funnet i sjiktet datert til 1999 med markert reduksjon frem til 2005.

Kjernen fra Furnesjorden, Brumunddal, (FBR) viste at det på slutten av 1970-tallet og utover på 1980-tallet må ha vært betydelige utslipp av PCB i området. Konsentrasjonen i de tre nedre sjiktene i kjernen (3–6 cm) hadde konsentrasjoner i området 10,8–31,4 ng/g. Dette rangerer til tilstandsklassene II (moderat forurenset) og III (markert forurenset). Konsentrasjonen sank så mot sedimentoverflaten og synes å ha stabilisert seg på et nivå omkring 3 ng/g i de to øvre sjiktene, som er datert til henholdsvis 1999 og 2003. Det er tidligere ikke kjent at det har vært større utslipp av PCB-forurensninger til vann i Brumunddal, men området har hatt en variert industri hvor kilden kan tenkes å ligges. Det er nærliggende å se de forhøyede konsentrasjonene i overflatesedimentene på hovedstasjonen lenger ute i Furnesfjorden (FHO) i forbindelse med disse nye funnene.

Tabell 7. *Konsentrasjon av sum PCB7 med enkeltkongenerene, samt total sum av PCB (ΣPCB) i daterte sedimentkjerner fra Mjøsa. Fire av kjernene lot seg datere med ^{210}Pb-metoden. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt.*

St. ID	Stasjonsnavn	sjikt, cm	Year	TOC µg/mg	PCB ng/g PCB -28	PCB -52	PCB -101	PCB -118	PCB -138	PCB -153	PCB -180	Sum PCB7	Sum PCB
VIR	Vingrom	0-1	2003	38.8	0,03	0,06	0,14	0,10	0,18	0,24	0,09	0,83	2,28
VIR	Vingrom	1-2	1999	26.7	0,03	0,14	0,29	0,21	0,23	0,28	0,11	1,28	2,17
VIR	Vingrom	2-3	1994	18.8	0,02	0,03	0,08	0,06	0,09	0,12	0,06	0,47	0,85
VIR	Vingrom	3-4	1989	20.0	0,02	0,04	0,10	0,07	0,10	0,14	0,07	0,54	0,99
VIR	Vingrom	4-5	1985	27.3	0,04	0,06	0,14	0,10	0,17	0,23	0,12	0,87	1,64
VIR	Vingrom	5-6	1981	33.5	0,16	0,16	0,29	0,22	0,33	0,49	0,28	1,94	3,90
GDY	Gjøvik dypområde	0-1	2005	42.0	0,03	0,08	0,26	0,17	0,41	0,45	0,25	1,67	4,67
GDY	Gjøvik dypområde	1-2	2003	48.7	0,04	0,08	0,31	0,21	0,58	0,63	0,35	2,21	6,42
GDY	Gjøvik dypområde	2-3	1999	43.9	0,06	0,15	0,56	0,38	0,98	1,07	0,63	3,84	11,40
GDY	Gjøvik dypområde	3-4	1996	39.4	0,08	0,23	0,84	0,53	1,35	1,84	2,60	7,47	24,3
GDY	Gjøvik dypområde	4-5	1994	40.4	0,10	0,31	1,03	0,66	1,51	1,68	1,05	6,34	18,7
GDY	Gjøvik dypområde	5-6	1992	32.6	0,12	0,41	1,24	0,81	1,64	1,77	1,03	7,03	20,2
FBR	Furnesfj. Brummund.	0-1	2003	51.5	0,06	0,17	0,57	0,53	0,75	0,76	0,39	3,23	5,78
FBR	Furnesfj. Brummund.	1-2	1999	54.3	0,06	0,12	0,43	0,34	0,64	0,69	0,45	2,74	7,85
FBR	Furnesfj. Brummund.	2-3	1994	59.8	0,11	0,40	1,26	1,15	1,37	1,49	0,72	6,51	11,60
FBR	Furnesfj. Brummund.	3-4	1988	77.2	0,23	0,81	2,27	1,89	2,10	2,33	1,17	10,8	19,2
FBR	Furnesfj. Brummund.	4-5	1982	87.0	0,53	1,64	4,43	3,54	3,97	4,36	2,34	20,8	37,3
FBR	Furnesfj. Brummund.	5-6	1978	101.0	0,9	2,67	7,02	5,40	5,92	6,44	3,09	31,4	56,3
HHO	Hamar hovedstasjon	0-1	.	44.8	0,06	0,06	0,22	0,28	0,82	0,82	0,55	2,81	4,98
HHO	Hamar hovedstasjon	1-2	.	32.8	0,04	0,04	0,15	0,26	0,81	0,74	0,54	2,6	4,46
HHO	Hamar hovedstasjon	2-3	.	21.2	0,02	0,02	0,08	0,10	0,32	0,3	0,21	1,06	1,85
HHO	Hamar hovedstasjon	3-4	.	18.1	-0,01	0,01	0,03	0,02	0,05	0,05	0,03	0,20	0,37
HHO	Hamar hovedstasjon	4-5	.	17.4	-0,01	-0,01	0,02	-0,01	0,03	0,03	0,02	0,13	0,26
HHO	Hamar hovedstasjon	5-6	.	15.7	-0,01	0,01	0,05	0,03	0,07	0,08	0,05	0,30	0,56
SKR	Skreia	0-1	2005	43.6	0,04	0,04	0,11	0,10	0,22	0,24	0,10	0,85	2,29
SKR	Skreia	1-2	2004	50.6	0,06	0,06	0,17	0,13	0,32	0,35	0,15	1,24	3,60
SKR	Skreia	2-3	2001	30.9	0,04	0,05	0,24	0,19	0,6	0,62	0,32	2,06	6,01
SKR	Skreia	3-4	1999	37.4	0,05	0,07	0,37	0,3	0,97	1,03	0,51	3,32	9,75
SKR	Skreia	4-5	1997	32.2	0,05	0,07	0,33	0,28	0,77	0,83	0,36	2,70	7,87
SKR	Skreia	5-6	1995	26.6	0,05	0,07	0,29	0,20	0,58	0,66	0,29	2,14	6,43

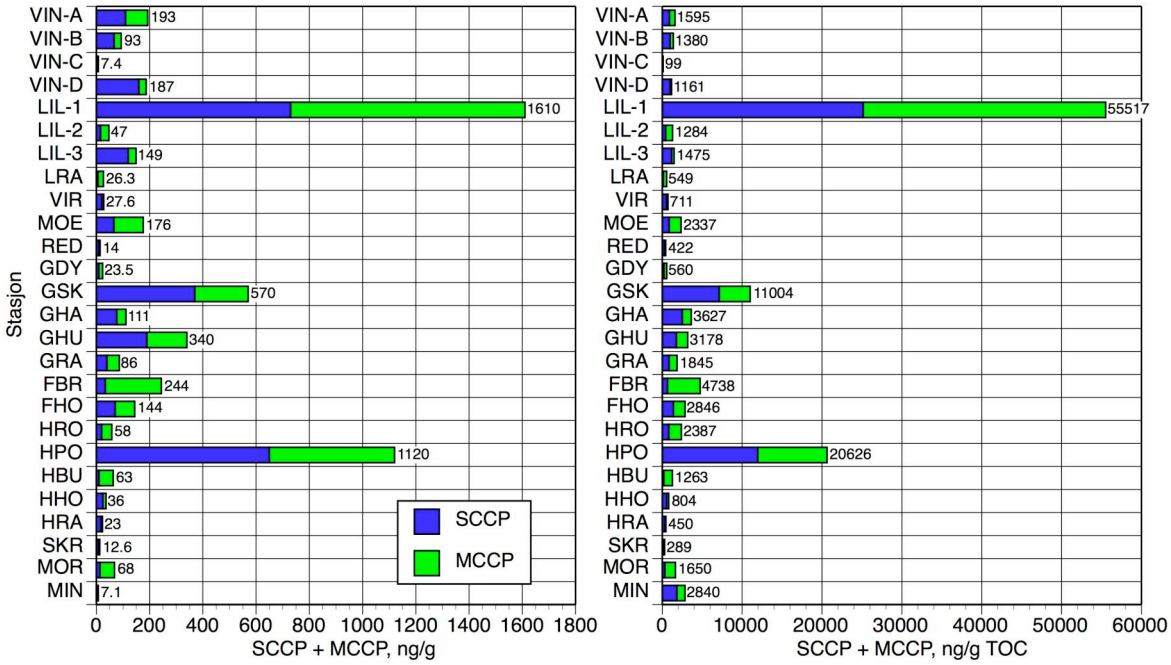
9. Klorerte parafiner (SCCP og MCCP)

9.1 SCCP og MCCP i overflatesedimenter

Konsentrasjonen av klorerte parafiner i overflatesedimenter varierte mellom 3,9–730 ng/g tørrvekt for kortkjedede (SCCP) og 2,5–880 ng/g tørrvekt for mellomkjedede (MCCP) (sum S/MCCP: 7,1–1610 ng/g) (Figur 12, Tabell 8).

Enkelte stasjoner ved de bynære områder hadde markert forhøyede verdier, noe som indikerer lokale tilførsler. Ved overvannsutløpet sør for Lillehammer (LIL-1) var konsentrasjonene av SCCP og MCCP henholdsvis 730 og 880 ng/g. Tilsvarende tall for Hamar, Politihuset (HPO) var 650 og 470 ng/g, og for Gjøvik, Skibladner (GSK) var 370 og 200 ng/g. Ved Gjøvik bar de andre stasjonene også preg av å være noe forhøyet sammenliknet med de vanligst forekommende nivåene i Mjøsa, men ikke i like stor grad som stasjon GSK. Disse konsentrasjonene er av samme størrelsesorden som de vi tidligere har rapportert i de orienterende screeningundersøkelsene gjort for SFT (Fjeld et al. 2004a).

Konsentrasjonen utenom de bynære områdene var vesentlig lavere, vanlig forekommende nivåer for sum S/MCCP lå i området 10-20 ng/g. Dette viser at utslippene i de bynære områdene i første rekke har gitt lokale effekter og ikke ført til betydelige forurensninger av sedimentene i Mjøsas dypområder.



Figur 12. *Konsentrasjoner av klorerte parafiner i overflatesjikt ved ulike stasjoner (kortkjedede: SCCP, mellomkjedede: MCCP). Venstre figur viser konsentrasjonen på tørrvektsbasis (ng/g), høyre figur viser konsentrasjonen normalisert mot prøvens innhold av totalt organisk karbon (ng/g TOC). De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

Tabell 8. *Konsentrasjonen av klorerte parafiner (kortkjedede: SCCP, mellomkjedede: MCCP) i overflatesedimenter. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt. Konsentrasjonene er oppgitt på tørrvekstbasis.*

St. ID	Stasjonsnavn	TOC ug/mg	SCCP ng/g	MCCP ng/g	sum S/MCCP ng/g
VIN-A	Vingnes Skibl. A	121,0	110	83	193
VIN-B	Vingnes Skibl. B	67,4	67	26	93
VIN-C	Vingnes Skibl. C	74,5	3,9	3,5	7,4
VIN-D	Vingnes Skibl. D	161,0	160	27	187
LIL-1	Lilleh. overvann	29,0	730	880	1610
LIL-2	Lilleh. Vingnesbr. sør	36,6	16	31	47
LIL-3	Lilleh. camping sør	101,0	120	29	149
LRA	Lilleh. RA	47,9	6,3	20	26,3
VIR	Vingrom	38,8	20,8	6,8	27,6
MOE	Moelv	75,3	66	110	176
RED	Gjøvik, Redalen	33,2	9,6	4,4	14
GDY	Gjøvik, dypområde	42,0	9,5	14	23,5
GSK	Gjøvik, Skibladner	51,8	370	200	570
GHA	Gjøvik, havna	30,6	77	34	111
GHU	Gjøvik, Hunnselv	107,0	190	150	340
GRA	Gjøvik, RA	46,6	40	46	86
FBR	Furnesfj. Brumund.	51,5	34	210	244
FHO	Furnesfj. hovedst.	50,6	71	73	144
HRO	Hamar. Rosenlund	24,3	20	38	58
HPO	Hamar. Politihus	54,3	650	470	1120
HBU	Hamar. bukta	49,9	10	53	63
HHO	Hamar. hovedst.	44,8	25	11	36
HRA	Hamar. RA	51,1	17	6	23
SKR	Skreia	43,6	7,7	4,9	12,6
MOR	Morskogen	41,2	14	54	68
MIN	Minnesund	2,5	4,6	2,5	7,1

9.2 SCCP og MCCP i daterte sedimentkjerner

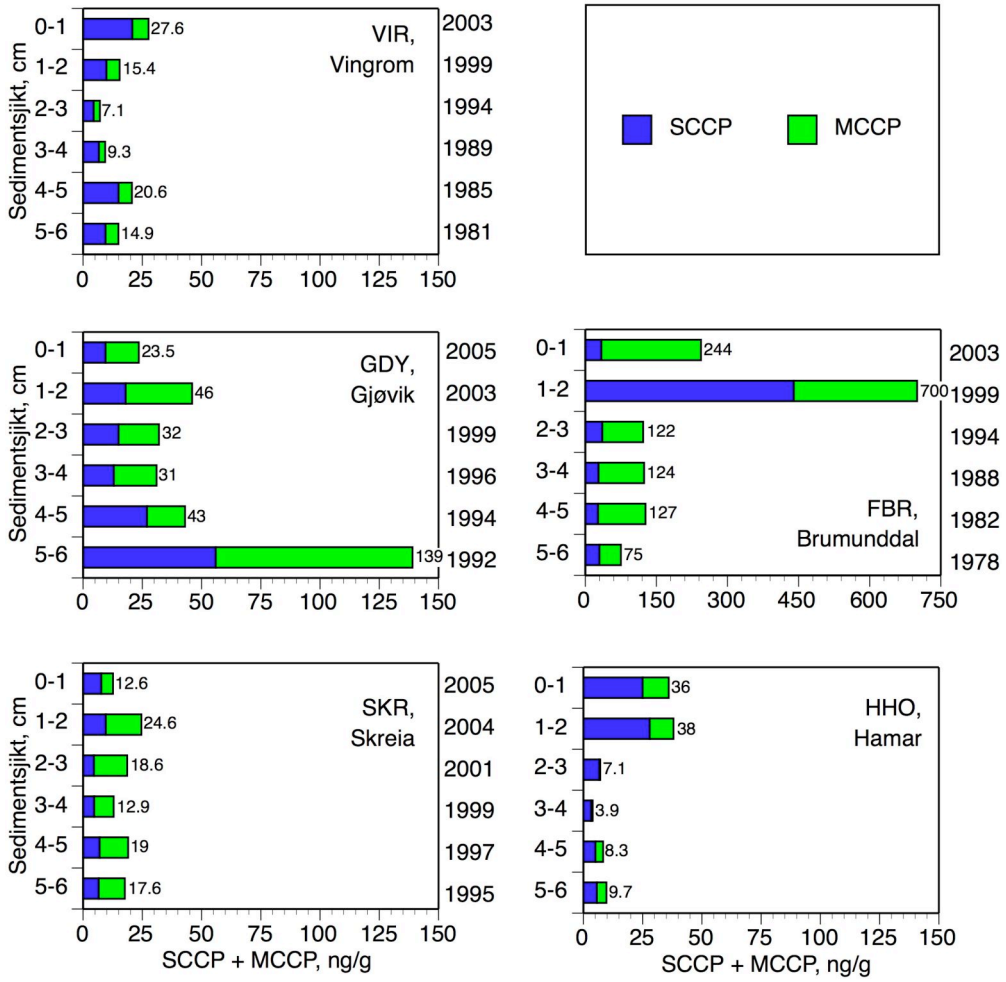
De daterte sedimentkjernene viste at de dypere bassengene av Mjøsa har hatt en forskjellig forurensningshistorie for klorerte parafiner. Nivåene var i hovedsak lave, unntatt for stasjonen ved Brumunddal, Furnesfjorden (FBU) hvor høye nivåer ble funnet i de nyere sedimentsjiktene (Figur 13, Tabell 9).

Kjernen fra Vingrom (VIR) indikerte at nordre del av Mjøsa har vært lite påvirket av utslipp av klorparafiner. Summen av SCCP og MCCP var gjennomgående lave og varierte fra 7,1–27,6 ng/g, med høyeste konsentrasjon i øverste sedimentsjikt (datert til 2003). SCCP dominerte i konsentrasjonen fra denne kjernen.

Sedimentene i de sentrale dypområdene ved Skreia (SKR) syntes heller ikke å ha vært spesielt påvirket av klorparafiner. Sum SCCP og MCCP varierte lite og lå i området 12–25 ng/g. Sjiktene i denne kjernen var datert til perioden 1995–2005.

Ved Gjøvik (GDY) bar kjernen preg av å være påvirket av historiske utslipp, da sjiktet 5-6 cm (datert til 1992) hadde markert høyere konsentrasjon av klorparafiner enn de overliggende sjiktene: nivået av S/MCCP her var 139 ng/g men det i de andre var i området 24–43 ng/g.

Ved Brumunddal var det tydelig at det hadde skjedd en økning i forurensningene av klorparafiner i løpet av det siste 10-året. Nivåene av klorparafiner (S/MCCP) i sjiktene 0-1 cm og 1-2 cm var henholdsvis 244 og 700 ng/g, men det i de underliggende sjiktene varierte mellom 75–127 ng/g.



Figur 13. *Konsentrasjoner av klorerte parafiner (kortkjedede: SCCP, mellomkjedede: MCCP) i ulike sedimentsjikt ved fem stasjoner. Årstall for dateringen av sedimentsjiktet er gitt langs høyre akse (beregnet for midtpunkt for sjiktet). De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

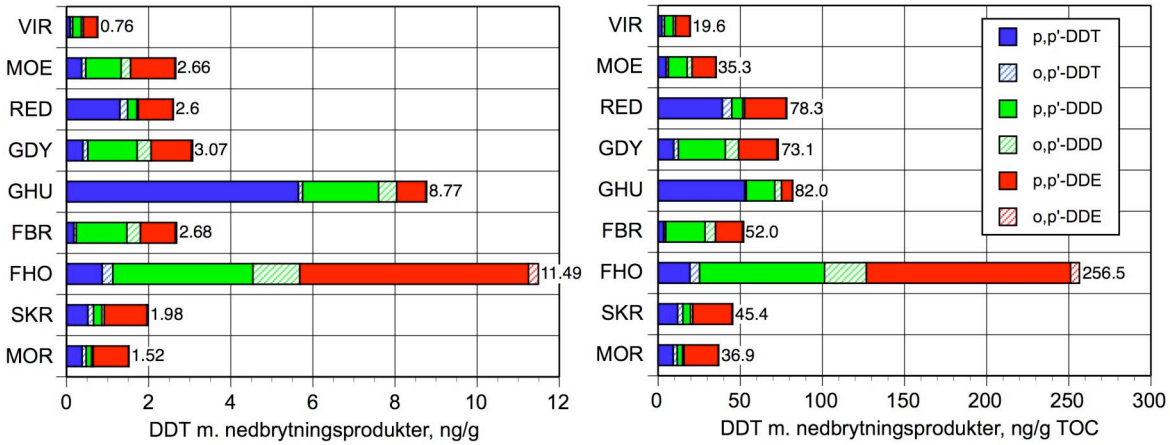
Tabell 9. *Konsentrasjon av sum klorerte parafiner (kortkjedede: SCCP, mellomkjedede: MCCP) i sedimentkjerner fra Mjøsa. Fire av kjernene lot seg datere med ^{210}Pb-metoden. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt.*

St. ID	Stasjonsnavn	sjikt, cm	Year	TOC ug/mg	SCCP ng/g	MCCP ng/g
VIR	Vingrom	0-1	2003	38,8	20,8	6,8
VIR	Vingrom	1-2	1999	26,7	9,9	5,5
VIR	Vingrom	2-3	1994	18,8	4,5	2,6
VIR	Vingrom	3-4	1989	20,0	6,7	2,6
VIR	Vingrom	4-5	1985	27,3	15	5,6
VIR	Vingrom	5-6	1981	33,5	9,5	5,4
GDY	Gjøvik dypområde	0-1	2005	42,0	9,5	14
GDY	Gjøvik dypområde	1-2	2003	48,7	18	28
GDY	Gjøvik dypområde	2-3	1999	43,9	15	17
GDY	Gjøvik dypområde	3-4	1996	39,4	13	18
GDY	Gjøvik dypområde	4-5	1994	40,4	27	16
GDY	Gjøvik dypområde	5-6	1992	32,6	56	83
FBR	Furnesfj. Brummund.	0-1	2003	51,5	34	210
FBR	Furnesfj. Brummund.	1-2	1999	54,3	440	260
FBR	Furnesfj. Brummund.	2-3	1994	59,8	36	86
FBR	Furnesfj. Brummund.	3-4	1988	77,2	28	96
FBR	Furnesfj. Brummund.	4-5	1982	87,0	27	100
FBR	Furnesfj. Brummund.	5-6	1978	101,0	30	45
HHO	Hamar hovedstasjon	0-1	.	44,8	25	11
HHO	Hamar hovedstasjon	1-2	.	32,8	28	10
HHO	Hamar hovedstasjon	2-3	.	21,2	6,7	0,4
HHO	Hamar hovedstasjon	3-4	.	18,1	3,3	0,6
HHO	Hamar hovedstasjon	4-5	.	17,4	5,1	3,2
HHO	Hamar hovedstasjon	5-6	.	15,7	5,7	4
SKR	Skreia	0-1	2005	43,6	7,7	4,9
SKR	Skreia	1-2	2004	50,6	9,6	15
SKR	Skreia	2-3	2001	30,9	4,6	14
SKR	Skreia	3-4	1999	37,4	4,7	8,2
SKR	Skreia	4-5	1997	32,2	7,0	12
SKR	Skreia	5-6	1995	26,6	6,6	11

10. DDT med nedbrytningsprodukter (DDE og DDD)

Analyser av 9 prøver av overflatesediment viste tildels betydelige konsentrasjoner av DDT. Summen av DDT og nedbrytningsproduktene DDE og DDD (**Σ**DDT) varierte mellom 0,76–11,5 ng/g tørrvekt (Figur 14 og Tabell 10). Det høyeste nivået ble funnet ved hovedstasjonen i Furnesfjorden (FHO), og tilsvarer tilstandsklasse IV, sterkt forurenset (10–50 ng/g), i SFTs marine klassifikasjonssystem for miljøkvalitet (SFT 1997).

Nest høyeste nivå ble funnet utenfor Hunnselvas utløp ved Gjøvik (GHU), hvor konsentrasjonen av **Σ**DDT på 8,77 ng/g tilsvarer øvre del av tilstandsklasse III, markert forurenset (2,5–10 ng/g). Konsentrasjoner i lavere del av tilstandsklasse III ble funnet ved de fire andre stasjoner MOE, RED, GDY og FBR hvor nivået varierte mellom 2,6–3,07 ng/g. Ved de tre øvrige stasjonene (VIR, SKR, MOR) var nivået av **Σ**DDT i intervallet 0,76–1,98 ng/g, det vil si tilstandsklasse II, moderat forurenset (0,5–2,5 ng/g).



Figur 14. *Konsentrasjoner av DDT med nedbrytningsproduktene DDD og DDE i overflatesjikt ved ulike stasjoner. Venstre figur viser konsentrasjonen på tørrvektsbasis (ng/g), høyre figur viser konsentrasjonen normalisert mot prøvens innhold av totalt organisk karbon (ng/g TOC). De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

Tabell 10. *Konsentrasjonen av DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD i overflatesedimenter. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt. Konsentrasjonene er oppgitt på tørrvekstsbasis.*

St.ID	Stasjonsnavn	TOC, ug/mg	o,p'-DDE	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Sum DDT
VIR	Vingrom	38,8	0,01	0,34	0,05	0,21	0,06	0,09	0,76
MOE	Moelv	75,3	0,02	1,08	0,23	0,86	0,10	0,37	2,66
RED	Gjøvik, Redalen	33,2	0,01	0,84	0,04	0,22	0,19	1,30	2,60
GDY	Gjøvik, dypområde	42,0	0,03	0,98	0,34	1,20	0,12	0,40	3,08
GHU	Gjøvik, Hunnselva	107,0	0,02	0,71	0,44	1,85	0,10	5,65	8,77
FBR	Furnesf., Brumunddal	51,5	0,03	0,85	0,33	1,23	0,06	0,18	2,69
FHO	Furnesfj. hovedst.	44,8	0,24	5,57	1,14	3,41	0,26	0,87	11,5
SKR	Skreia	43,6	0,02	1,04	0,06	0,20	0,14	0,52	1,97
MOR	Morskogen	41,2	0,01	0,86	0,04	0,13	0,10	0,38	1,52

Ved å justere for mengden organisk materiale i prøvene (TOC) forble nivået av **Σ**DDT ved hovedstasjonen i Furnesfjorden høyt (256,5 ng/g TOC). For stasjonen ved utløpet av Hunnselva førte en slik justering til at nivået her (82 ng/g TOC) ble mer likt det som fantes ved de øvrige stasjonene (omlag 20–78 ng/g TOC). Vi antar imidlertid at sedimentene fra stasjonen ved utløpet av Hunnselva har et betydelig innslag av partikulert materiale som er ført ut med elva, og således har en lokal forurensningskomponent.

I analysene av DDT og nedbrytningsproduktene DDE og DDD er det skilt mellom p,p'- og o,p'- isomerene. Teknisk DDT domineres av isomeren p,p'-DDT (ca. 85%), men inneholder også o,p'-DDT (ca. 15%), samt spormengder av o,o'-DDT (ATSDR 2002). Dette isomerforholdet gjenfinnes i de analyserte sedimentene, hvor vi har en klar dominans av p,p'-isomerene (84–94%).

I miljøet brytes DDT ned til DDE og DDD, og eldre forurensninger dominerer oftest av disse nedbrytningsproduktene. DDD dannes vanligvis under anaerobe (oksygenfrie) forhold, mens nedbrytning til DDE favoriseres under mer aerobe forhold. Prøvene fra utløpet av Hunnselva ved Gjøvik (GHU) og ved Redalen (GRE) inneholdt henholdsvis 66% og 57% DDT. Dette indikerer at de er påvirket av forholdsvis ferske eller lite nedbrutte kilder av DDT. I de øvrige prøvene var andelen av DDT tildels betydelig lavere (9-33%).

Det markert høye nivået av **Σ**DDT i overflatesedimentet fra stasjonen utenfor Hunnselva ved Gjøvik (GHU), og den store andelen av DDT, indikerer at denne stasjonen også påvirkes av lokale forurensninger.

Det sterkt forurensede overflatesedimentet ved hovedstasjonen i Furnesfjorden (FHO), som også var avvikende forhøyet etter en justering for mengden TOC, indikerer at dette området også er påvirket av lokale forurensninger.

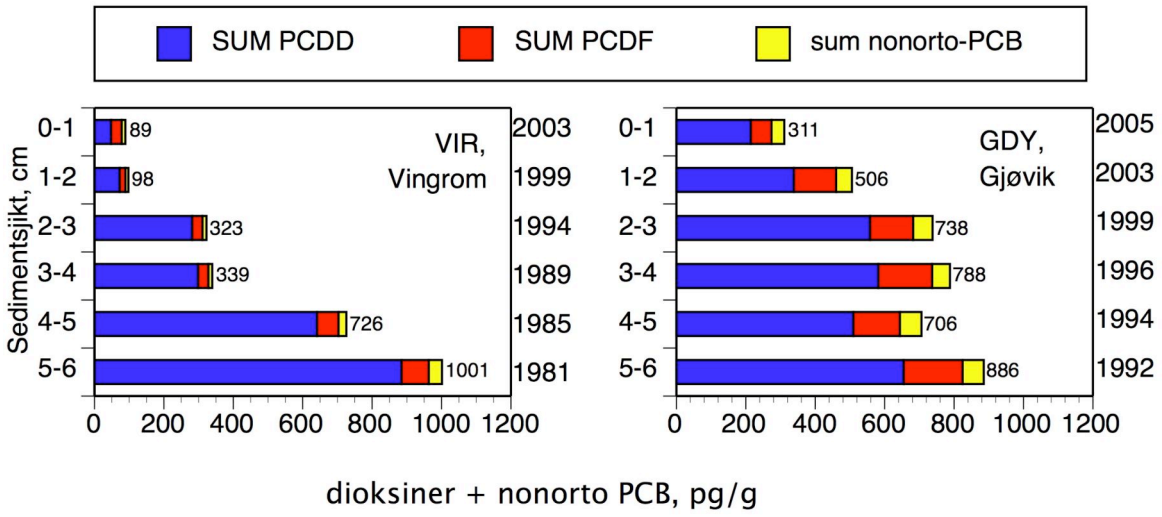
11. Dioksiner og dioksinliknende PCB i daterte sedimenter

Dioksiner ble kun analysert i kjernene fra Vingrom (VIR) i nordre del av Mjøsa og dypområdene ved Gjøvik (GDY). Konsentrasjonene i begge kjernene avtok oppover mot overflatesjiktet, men reduksjonen var mest markert for kjernen fra Vingrom (Figur 15, Tabell 11). De ekte dioksinene (PCDD) dominerte over dibenzofuranene (PCDF), noe som er det vanlige mønsteret i abiotisk miljø. Non-orto PCB utgjorde kun en mindre andel av gruppen, og det var også en tendens til at konsentrasjonen av disse også ble mindre oppover i kjernene.

Ved Vingrom var det en markant reduksjon nivåene av dioksiner (PCDD og PCDF), fra 963 pg/g i 5-6 cm sjiktet (datert til 1981) og til 79 pg/g i 0-1 cm sjiktet (datert til 2003).

Ved Gjøvik var reduksjonen ikke fullt så markant. Her sank konsentrasjonen fra 824 pg/g i 5-6 cm sjiktet (datert til 1992) og til 273 pg/g i 0-1 cm sjiktet (datert til 2005).

Ut fra SFTs klassifiseringssystem for fjorder og kystfarvann (SFT 1997a) hadde ingen av sedimentsjiktene konsentrasjoner av toksisitetsekvivalenter som oversteg klasse I, ubetydelig – lite forurenset (<10 pg TE/g) (Tabell 11).



Figur 15. *Konsentrasjoner av dioksiner (PCDD og PCDF) og dioksinliknede PCB (non-orto PCB) i ulike sedimentsjikt ved Vingrom og Gjøvik. Konsentrasjoner under deteksjons-grensen er satt lik halve denne. Årstall for dateringen av sedimentsjiktet er gitt langs høyre akse (beregnet for midtpunkt for sjiktet).*

Tabell 11. *Konsentrasjon av dioksiner (PCDD og PCDF) og dioksinliknede PCB (nonorto PCB) i to sedimentkjerner fra Mjøsa. Kjernene er datert med ^{210}Pb-metoden. Prøvenes innhold av organisk karbon (TOC) er også gitt. TE referer til WHOs toksisitetsekvivalenter for PCDD og PCDF (Van den Berg et al. 1998).*

St. ID	Stasjonsnavn	sjikt, cm	År	TOC	SUM PCDD	SUM PCDF	∑nonorto-PCB	TE (PCDD/F)
VIR	Vingrom	0-1	2003	38,8	47,97	30,555	10,55	1,11
VIR	Vingrom	1-2	1999	26,7	72,66	16,51	8,52	1,66
VIR	Vingrom	2-3	1994	18,8	281,56	29,75	11,34	2,43
VIR	Vingrom	3-4	1989	20,0	298,69	29,675	10,88	2,09
VIR	Vingrom	4-5	1985	27,3	641,30	62,00	22,39	4,57
VIR	Vingrom	5-6	1981	33,5	884,86	78,44	37,96	5,91
GDY	Gjøvik dypområde	0-1	2005	42,0	214,46	59,52	36,77	6,36
GDY	Gjøvik dypområde	1-2	2003	48,7	338,56	121,62	45,53	5,14
GDY	Gjøvik dypområde	2-3	1999	43,9	557,91	124,29	55,76	6,27
GDY	Gjøvik dypområde	3-4	1996	39,4	581,77	155,17	51,18	6,26
GDY	Gjøvik dypområde	4-5	1994	40,4	509,87	134,12	62,01	5,36
GDY	Gjøvik dypområde	5-6	1992	32,6	655,00	169,62	60,89	7,75

12. Kvikksølv (Hg)

12.1 Kvikksølv i overflatesedimenter

Kvikksølvkonsentrasjonene i overflatesedimenter fra Mjøsa varierte mellom 0,01–1,27 μg/g tørrvekt. Høyeste nivå ble funnet i prøven fra Vingrom i nordre del av Mjøsa (stasjon VIR), og de to laveste nivåene ble funnet ved Minnesund (stasjon MIN: 0,01 μg/g) og småbåthavna ved Gjøvik (stasjon GHA: 0,02 μg/g). Dette er avvikende ytterpunkter i materialet, og ser vi bort fra disse var konsentrasjonene i intervallet 0,13–0,62 μg/g. De fleste prøvene faller derfor inn i tilstandsklasse II, moderat forurenset (0,15–0,6 μg/g) i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997b). Den mer forurensede prøven fra Vingrom kvalifiserer for tilstandsklasse III, markert forurenset (0,6–1,5 μg/g).

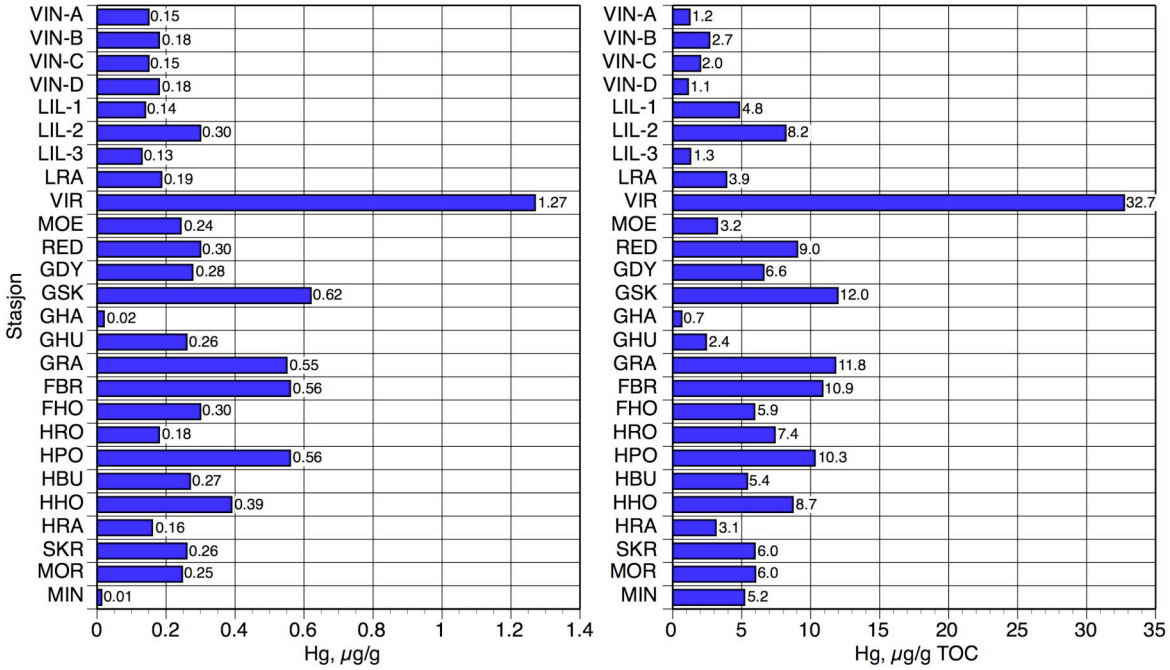
Det var ingen tendenser til at konsentrasjonene i sedimentene fra bynære områder var mer forurenset av kvikksølv enn de øvrige overflatesedimentene, og kildene er derfor trolig i hovedsak atmosfærisk langtransporterte avsetninger, samt resuspenderte gamle forurensninger. I en nasjonal undersøkelsen av ferskvannsedimenter (Rognerud og Fjeld 2001) var det vanlig forekommende konsentrasjonsområdet i overflatesedimentene 0,15–0,42 μg/g tørrvekt (definert av 25-75 prosentilene). De vanlig forekommende konsentrasjonene av kvikksølv i Mjøsas overflatesedimenter er ikke spesielt forhøyet sammenliknet med disse nivåene, og de skiller seg ikke ut med hva en skulle forvente er vanlig for innsjøer i regionen som hovedsakelig mottar langtransporterte atmosfæriske kvikksølvavsetninger.

I ferskvann er kvikksølv vanligvis sterkt bundet til organisk materiale (kompleksbinder til humussyrer) og sedimenterer sammen med humuspartikler. Når man skal avdekke gradienter i kvikksølvkonsentrasjonene kan det derfor være formåltjenelig å justere for mengden organisk materiale i sedimentene (TOC). På den måten fjernes den fortynnede effekten av den mindre forurensende mineralske fraksjonen (geologisk erosjonsmateriale). En slik justering bekreftet inntrykket av at prøvene fra de bynære områdene ikke var spesielt forurenset av kvikksølv.

Ved å justere for TOC fikk prøvene fra de mer dypereliggende sentrale områdene av Mjøsa (Gjøvik, Skreia og Morskogen), samt prøven fra Minnesund, svært like konsentrasjoner (5,2 –6,6 μg/g TOC), noe som viser at det sedimenterende organiske materialet i disse delene av Mjøsa er forholdsvis homogent med tanke på kvikksølvforurensninger.

Mjøsa ble på 1960-tallet tilført store mengde kvikksølvforurensninger fra treforedlings-industrien ved Lillehammer, og sedimentene hadde stedvis svært høye konsentrasjoner av kvikksølv (Rognerud 1985). De betydelig forurensende sedimentene skulle nå ha vært dekket av yngre og mindre påvirkede sedimenter, og det er derfor overraskende å finne en så høy kvikksølvkonsentrasjon som den som ble påvist i prøven fra Vingrom.

Ingen av de andre prøvene fra Lillehammerområdet var preget av lokale kvikksølv-forurensninger, og vi kan derfor ikke gi noen fullgod forklaring på det høye nivået ved Vingrom. Resultatet kan skyldes tilfeldige avsetninger av resuspenderte sedimenter fra erosjonssoner med gamle kvikksølvforurensninger, men funnet er så spesielt at det bør bekreftes med en ny prøve.



Figur 16. *Konsentrasjoner av kvikksølv i overflatesjikt ved ulike stasjoner. Venstre figur viser konsentrasjonen på tørrvektsbasis (µg/g), høyre figur viser konsentrasjonen normalisert mot prøvens innhold av totalt organisk karbon (µg/g TOC). De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

12.2 Kvikksølv i daterte sedimentkjerner

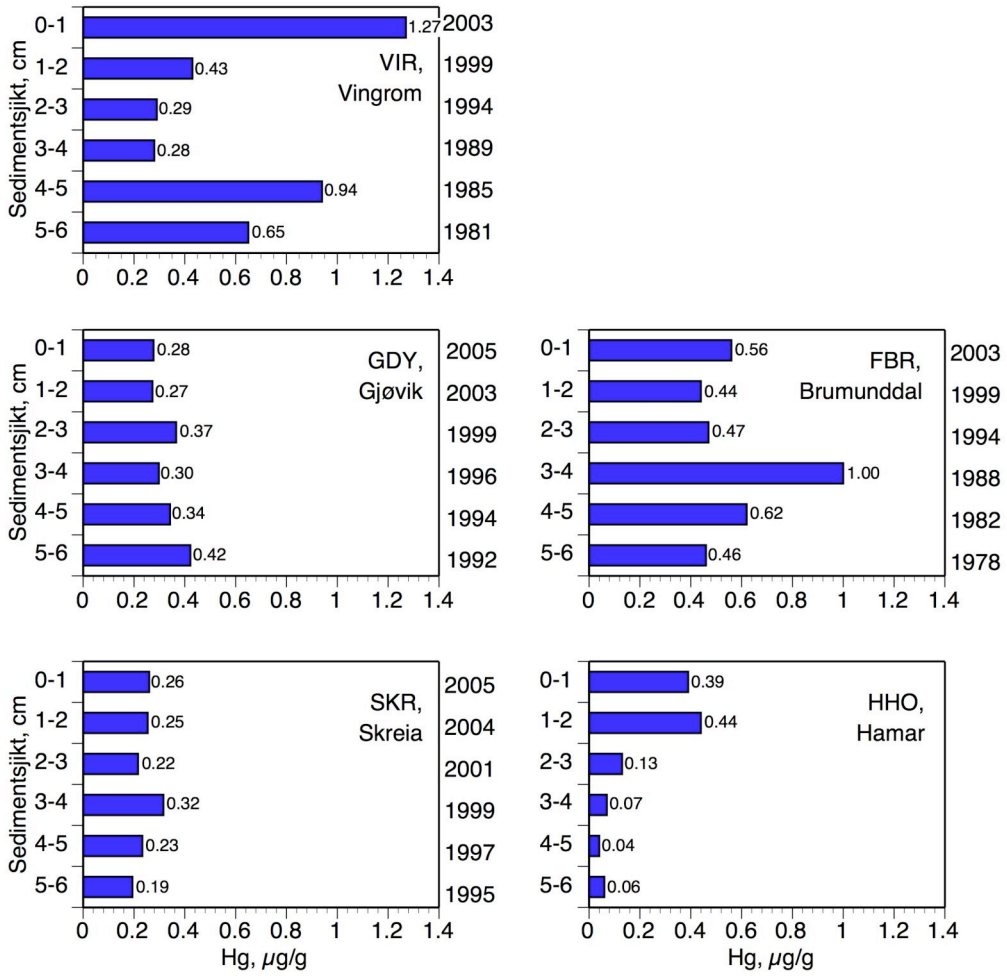
Analysene av de daterte sedimentkjernene avdekket ingen kraftige trender i materialet, og kjernene var heller ikke så dype at de rakk ned til de kraftig forurensede sjiktene fra 1960-tallet (Figur 17).

I kjernene fra dypområdene ved Gjøvik (GDY) og Skreia (SKR), som dekker perioden fra tidlig 1990-tallet og fram til i dag, varierte konsentrasjonene lite og lå i området 0,2–0,4 ug/g. Dette tilsvarer tilstandsklasse II, moderat forurenset, i SFTs klassifiseringssystem for ferskvann.

Kjernene fra Vingrom (VIR) og Brumunddal (FBU) var mindre homogene, og det fantes konsentrasjoner som faller inn under tilstandsklasse III, markert forurenset, i visse sjikt. Som før beskrevet var overflatesjiktet i kjernen fra Vingrom markert forurenset. Konsentrasjonene i denne kjernen varierte mellom 0,28–1,27 µg/g, med laveste nivå i sjiktene fra 2–4 cm. Disse sjiktene er avsatt i fra slutten av 1980-tallet og fram til midten av 1990-tallet. Hele kjernen dekker perioden fra begynnelsen av 1980-tallet og fram til i dag.

I kjernen fra Brumunddal, som dekker perioden fra slutten av 1970-tallet og fram til i dag, var det et forhøyet nivå på 1,0 µg/g i sjiktet 3–4 cm. Dette sjiktet var datert til 1988. Utenom denne varierte konsentrasjonene lite og lå i området 0,46–0,62 µg/g.

Ut fra konsentrasjonen i kjernen fra de sentrale deler på Mjøsas dypområder (Gjøvik og Skreia) synes forurensningsbelastningen av kvikksølv å ha vært forholdsvis konstant i løpet av de siste 10–15 årene.



Figur 17. *Konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) i ulike sedimentsjikt ved fem stasjoner. Årstall for dateringen av sedimentsjiktet er gitt langs høyre akse (beregnet for midtpunkt av sjiktet). De enkelte stasjonene er identifisert ved stasjonskoden.*

13. Konklusjoner

PBDE
Prøvene fra de bynære områdene var tildels vesentlig mer forurenset enn områdene lengre ute i Mjøsa. Dette gjaldt ikke bare for Lillehammer, hvor betydelige utslipp av den kommersielle penta-BDE blandingen fra lokal industri er kjent, men også for Hamar og Gjøvik. Et særtrekk ved flere av prøvene utenfor de bynære områdene var de tildels høye konsentrasjonene av deka-BDE. Ved to stasjoner nær Lillehammer dominerte denne forbindelsen på tross av høye nivåer av kongenerene fra den kommersielle penta-BDE blandingen. Dette konsentrasjonsmønsteret indikerer at det må finnes flere uavhengige kilder for tilførsler av deka-BDE i urbane strøk.

Daterte sedimentkjerner viste at det ved Vingrom, nord i Mjøsa, inntraff en markant økning i konsentrasjonen av penta-BDE blandingen omkring midten av 1990-tallet. For deka-PBDE skjedde det en markant økning i konsentrasjonene omkring slutten av 1980-tallet. For penta-BDE blandingen var det en økning i konsentrasjonene frem til 2003, mens høyeste konsentrasjon for deka-BDE ble funnet i et sjikt avsatt på slutten av 1990-tallet. Sedimentkjerner fra dypområdene ved Gjøvik og Skreia var mindre forurenset, hadde en kortere forurensingshistorie og viste et begynnende avtak i konsentrasjonene. Kjernen fra Brumunddal, Furnesfjorden var generelt lite forurenset, men viste en stigende trend.

HBCDD
Overflatesedimentene fra bynære områder ved Lillehammer var markert forurenset av HBCDD, men konsentrasjonene var lavere enn for PBDE. Kun mindre økninger ble funnet ved bynære områder ved Gjøvik og Hamar, unntatt for en mer forurenset prøve fra området utenfor sentrale Hamar (Politihuset/småbåthavna). Prøven fra Vingrom var også markert forurenset, noe som indikerer betydelige utslipp av HBCDD i Lillehammerområdet.

Daterte sedimentkjerner viste at det ved Vingrom inntraff en markant økning i konsentrasjonen av HBCDD omkring slutten av 1990-tallet. De øvrige kjernene viste en liten forurensningsgrad, men en stigende trend.

Tetrabrombisfenol A (TBBPA) og bisfenol A
Konsentrasjoner av TBBPA var med ett unntak under metodens deteksjonsgrenser (omlag <1 ng/g eller lavere). Nivåene må karakteriseres som lave, atskiller seg ikke fra tidligere funn, og ble ikke videre behandlet.

Konsentrasjoner av bisfenol A var gjennomgående lave, med unntak av markant forhøyede verdier utenfor et overvannsutløp ved Lillehammer og utenfor Hunnselva, Gjøvik. Det høye nivået utenfor Hunnselva indikerer denne i perioder kan ha vært betydelig påvirket av utslipp av bisfenol A.

Analyser av daterte sedimentkjerner viste en avtagende trend ved Brumunddal, hvor konsentrasjonen i sjikt avsatt på slutten av 1970-tallet var markert forurenset. Nivåene var ellers lave, særlig ved Vingrom.

PCB
Det ble funnet markert forhøyede konsentrasjoner av PCB i overflatesedimenter i flere av prøvene fra de bynære stasjonene ved Lillehammer, Gjøvik og Hamar, noe som viser at det fortsatt skjer en tilførsel av PCB fra urbane områder. De høyeste konsentrasjonene tilsvarte SFTs tilstandsklasse III (markert forurenset), mens de øvrige kvalifiserte til tilstandsklasse II (moderat forurenset) og I (ubetydelig – lite forurenset)

Daterte sedimentkjerner viste en generelt avtagende trend i konsentrasjonene av PCB. Kjernen fra Brumunddal viste at det her har vært større utslipp fra en uidentifisert kilde. Her ble høyeste konsentrasjon funnet i nederste sjikt i kjernen i et sjikt avsatt i siste halvdel av 1970-tallet. Kjernen fra Vingrom var lite forurenset.

Klorerte parafiner (SCCP og MCCP)
Enkelte stasjoner ved bynære områder hadde markert forhøyede konsentrasjoner av klorparafiner, men i de dypere deler av Mjøsa var sedimentene lite påvirket. Utslippene fra de urbane områdene synes derfor å ha hatt mest lokal effekt, og i mindre grad påvirket sedimentene i sentrale deler av Mjøsa.

Daterte sedimentkjerner viste i hovedsak lave konsentrasjoner, men for Brumunddal viser et sjikt med markert forhøyede konsentrasjon at det her må ha vært betydelige utslipp på slutten av 1990-tallet.

DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD
Det ble funnet høye konsentrasjoner ved av DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD i overflatesedimentene ved flere av de 9 undersøkte stasjonene. Ved hovedstasjonen i Furnesfjorden tilsvarte konsentrasjonen til tilstandsklasse IV, sterkt forurenset. Utenfor utløpet av Hunnselva ble det funnet et nivå som lå i øvre del av tilstandsklasse III, markert forurenset. I de øvrige prøvene tilsvarte nivåene moderat til markert forurenset (tilstandsklasse II og III).

En høy andel av DDT i prøven fra utløpet av Hunnselva indikerer at det her finnes en lokal kilde med forholdsvis fersk, lite nedbrutt DDT. Den sterkt forurensede prøven fra Furnesfjorden tyder også på at det her finnes en lokal DDT-kilde.

Dioksiner
To daterte kjerner fra dypområdene ved henholdsvis Vingrom og Gjøvik viste en avtagende trend i konsentrasjonene av dioksiner og dioksinliknende PCB. Trenden var mest markert for Vingrom hvor konsentrasjonen av dioksiner i overflatesjiktet var redusert til omlag 10% av den som fantes et sjikt avsatt på begynnelsen av 1980-tallet. I kjernen fra Gjøvik var dagens konsentrasjoner i overflatesjiktet omlag 35% av de som ble funnet i et sjikt avsatt på begynnelsen av 1990-tallet. Omregnet til toksiske dioksinekvivalenter (TE) kvalifiserte ingen av konsentrasjonene til mer enn SFTs tilstandsklasse I (ubetydelig – lite forurenset).

Kvikksølv
Vanlig forekommende konsentrasjon av kvikksølv i overflatesedimentene tilsvarte SFTs tilstandsklasse II (moderat forurenset), og det var ingen tegn til økte nivåer i sedimentene fra bynære områder. Nivåene avviker ikke fra hva som kan forventes i overflatesedimenter i innsjøer på Østlandet. En prøve fra Vingrom hadde betydelig høyere konsentrasjon enn de øvrige. Konsentrasjonen her kvalifiserte til tilstandsklasse III (markert forurenset).

Årsaken til det forhøyede nivået er uvisst, og funnet bør bekreftes med analyse en ny prøve.

De daterte kjernene var ikke dype nok til å nå ned i de sterkt forurensede sedimentene fra 1960-tallet, og det var ingen framtredende trender i nivåene. Ut fra dette synes forurensningsbelastningen å ha vært forholdsvis konstant i løpet av de siste 10–15 årene.

14. Referanser

ATSDR 2002. Toxicological Profile for DDT, DDE, and DDD. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services. 497 s.

Eriksen, H, Quenild, T., Skurdal, J. og Fjeld, E. 1991. Kvikksølv i aure, lake og krøkle fra Mjøsa 1982–84. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. rapport 16/91 25 s. + vedlegg

Fjeld, E., Øxnevad, S., Følsvik, N, og Bevik, E.M. 1999. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA, Rapport 4072-1999. 28 s. + vedlegg.

Fjeld, E. og Rognerud, S. 2002. Kvikksølv i i storørret og –røye i norsk innsjøer, 200-2001. NIVA, Rapport 4502-2002. 42 s.

Fjeld, E. Schlabach, M., Berge J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A. og Gundersen, H. 2004a. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter—bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2006/2004. 117 s.

Fjeld, E. Schlabach, M., Rognerud, S. og Källberg, G. 2004. Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004b. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2051/2004. 27 s.

Fjeld, E., Schlabach, M., Berge J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C., Borgen, A. og Gundersen, H. 2004. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-2096/2005. 97 s.

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

Kjellberg, G. og Løvik, J.L. 2000. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Espern. Rapport fra undersøkelsen i 1999. NIVA rapport 4167-2000. 38 s.

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

Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J.E. 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport TA-1484/1997. NIVA Rapport 3699-97. 37 s + vedlegg

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

Rognerud S. and Fjeld, E. 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. Ambio 30: 11-19.

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

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

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

Van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld A. T. C., Brunstrom B., Cook P., Feeley M., Giesy J. P., Hanberg A., Hasegawa R., Kennedy S. W., Kubiak T., Larsen J. C., van Leeuwen F. X. R., Liem A. K. D., Nolt C., Petersen R. E., Poellinger L., Safe S., Schrenk D., Tillit D., Tysklind M., Younes M., Waern F., Zacharewski T. (1998): Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environ. Health Perspect. 106, 775-792.

Vedlegg

1. Kjemiske analysedata

Samtlige organiske forbindelser er oppgitt i enheten ng/g tørrvekt, unntatt for dioksiner og dioksinliknende PCB som er oppgitt i pg/g tørrvekt.

2. Dateringsrapporter

NILU-Sample number:	St. ID	UTM-33 East	UTM-33 North	dyp, m	sjikt, cm	TOC, ug/mg	Hg, mg/kg	TBA	PBE-15	PBE-153
05/1750	VIR	254471	6776394	84	0-1	38.8	1.27	<0.01	<0.01	<0.01
05/1751	VIR	254471	6776394	84	1-2	26.7	0.43	<0.01	<0.01	<0.01
05/1752	VIR	254471	6776394	84	2-3	18.8	0.29	<0.01	<0.01	<0.01
05/1753	VIR	254471	6776394	84	3-4	20	0.28	<0.01	<0.01	<0.01
05/1754	VIR	254471	6776394	84	4-5	27.3	0.94	<0.01	<0.01	<0.01
05/1755	VIR	254471	6776394	84	5-6	33.5	0.65	<0.01	<0.01	<0.01
05/1756	FBR	278900	6754876	50	0-1	51.5	0.56	0.01	<0.01	<0.01
05/1757 B	FBR	278900	6754876	50	1-2	54.3	0.44	0.01	<0.01	<0.01
05/1758	FBR	278900	6754876	50	2-3	59.8	0.47	0.01	<0.01	<0.01
05/1759	FBR	278900	6754876	50	3-4	77.2	1	0.02	<0.01	<0.01
05/1760	FBR	278900	6754876	50	4-5	87	0.62	0.02	<0.01	<0.01
05/1761	FBR	278900	6754876	50	5-6	101	0.46	0.01	<0.01	<0.05
05/1762	FHO	280790	6749980	102	0-1	50.6	0.3	0.04	<0.01	<0.01
05/1763	HHO	285340	6743025	40	0-1	44.8	0.39	0.03	<0.01	<0.01
05/1764	HHO	285340	6743025	40	1-2	32.8	0.44	0.01	<0.01	<0.01
06/1765	HHO	285340	6743025	40	2-3	21.2	0.13	0.01	<0.01	<0.01
05/1766	HHO	285340	6743025	40	3-4	18.1	0.07	<0.01	<0.01	<0.01
05/1767	HHO	285340	6743025	40	4-5	17.4	0.04	<0.01	<0.01	<0.01
05/1768	HHO	285340	6743025	40	5-6	15.7	0.06	<0.01	<0.01	<0.01
05/1769	HBU	285699	6744211	30	0-1	49.9	0.27	0.02	<0.01	<0.01
05/1770	HPO	286090	6745814	8	0-1	54.3	0.56	0.02	<0.01	<0.02
05/1771	HRO	284112	6746521	5	0-1	24.3	0.18	0.06	<0.01	<0.01
05/1772	HRA	285713	6743160	20	0-1	51.1	0.16	0.11	0.04	0.25
05/1773	RED	266319	6758688	60	0-1	33.2	0.3	0.03	<0.01	<0.01
05/1774	GSK	265971	6747985	13	0-1	51.8	0.62	<0.01	<0.01	<0.01
05/1775	GHA	266086	6747814	3	0-1	30.6	0.02	<0.01	<0.01	<0.03
05/1776	GHU	266239	6747298	24	0-1	107	0.26	0.01	<0.01	<0.06
05/1777	GRA	266461	6745770	15	0-1	46.6	0.55	<0.01	<0.01	0.03
06/313	LIL-1	255399	6783475	0.1	0-1	29	0.14	<0.01	<0.01	<0.01
06/314	LIL-2	255442	6782949	0.1	0-1	36.6	0.3	<0.01	<0.01	<0.01
06/315	LIL-3	255565	6782260	0.1	0-1	101	0.13	<0.01	<0.01	<0.01
06/309	VIN-A	254485	6782778	1	0-2	121	0.15	<0.01	<0.01	<0.01
06/310	VIN-B	254477	6782776	1	0-2	67.4	0.18	0.01	<0.01	<0.01
06/311	VIN-C	254466	6782782	1	0-2	74.5	0.15	<0.01	<0.01	<0.01
06/312	VIN-D	254477	6782776	1.5	0-2	161	0.18	<0.01	<0.01	<0.01
06/483	SKR	287574	6729417	440	0-1	43.6	0.26	0.02	<0.01	<0.01
06/484	SKR	287574	6729417	440	1-2	50.6	0.254	0.02	<0.01	<0.01
06/485	SKR	287574	6729417	440	2-3	30.9	0.216	0.01	<0.01	<0.01
06/486	SKR	287574	6729417	440	3-4	37.4	0.316	0.01	<0.01	<0.01
06/487	SKR	287574	6729417	440	4-5	32.2	0.233	<0.01	<0.01	<0.01
06/488	SKR	287574	6729417	440	5-6	26.6	0.194	0.02	<0.01	<0.01
06/465	GDY	267257	6748257	261	0-1	42	0.277	0.01	<0.01	<0.01
06/466	GDY	267257	6748257	261	1-2	48.7	0.273	0.01	<0.01	<0.01
06/467	GDY	267257	6748257	261	2-3	43.9	0.366	0.01	<0.01	<0.01
06/468	GDY	267257	6748257	261	3-4	39.4	0.298	<0.01	<0.01	<0.01
06/469	GDY	267257	6748257	261	4-5	40.4	0.342	<0.01	<0.01	<0.01
06/470	GDY	267257	6748257	261	5-6	32.6	0.422	<0.01	<0.01	<0.01
06/463	LRA	255037	6780708	40	0-1	47.9	0.187	<0.01	<0.01	<0.01
06/461	MIN	292754	6701714	0.1	0-1	2.5	0.013	<0.01	<0.01	<0.01
06/462	MOR	291930	6710211	330	0-1	41.2	0.247	0.02	<0.01	<0.01
06/464	MOE	266147	6761519	28	0-1	75.3	0.243	<0.01	<0.01	<0.01

NILU-Sample number:	BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49+71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138
05/1750	0.07	4.19	0.16	0.92	<0.01	0.17	6.46	1.74	0.06	0.1
05/1751	0.04	1.97	0.05	0.54	<0.01	0.04	2.64	0.68	0.03	0.05
05/1752	<0.01	0.28	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.35	0.1	<0.01	<0.01
05/1753	<0.01	0.11	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.12	0.03	<0.01	<0.01
05/1754	<0.01	0.08	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.08	0.02	<0.01	<0.01
05/1755	<0.01	0.08	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	0.07	0.02	<0.01	<0.01
05/1756	<0.01	0.38	0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.36	0.1	<0.01	<0.01
05/1757 B	<0.01	0.51	0.02	0.03	<0.01	<0.01	0.34	0.11	<0.01	<0.01
05/1758	<0.01	0.19	0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.21	0.05	<0.01	<0.02
05/1759	<0.01	0.14	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.17	0.04	<0.01	<0.04
05/1760	0.03	0.17	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.17	0.03	<0.01	<0.02
05/1761	0.04	0.14	<0.01	0.07	<0.01	<0.01	0.13	0.02	<0.01	<0.06
05/1762	0.01	0.76	0.05	0.08	<0.01	<0.01	0.5	0.18	<0.01	<0.03
05/1763	<0.01	0.28	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.15	0.11	<0.01	<0.01
05/1764	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	0.02	<0.01	<0.01
06/1765	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01
05/1766	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
05/1767	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
05/1768	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01
05/1769	<0.01	0.35	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.27	0.08	<0.01	<0.01
05/1770	0.01	0.76	0.04	0.07	<0.01	0.04	1.45	0.23	<0.01	<0.02
05/1771	<0.01	0.2	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.17	0.04	<0.01	<0.01
05/1772	0.05	0.38	0.08	0.14	0.08	0.17	0.44	0.2	0.1	0.22
05/1773	<0.01	0.27	0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.18	0.09	<0.01	<0.01
05/1774	<0.01	0.56	0.03	0.05	<0.01	0.05	1.34	0.23	<0.01	<0.01
05/1775	<0.01	0.09	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.15	0.03	<0.01	<0.04
05/1776	0.02	0.8	0.03	0.09	<0.01	0.04	1.16	0.18	<0.01	<0.09
05/1777	0.03	2.15	0.11	0.12	0.01	0.19	4.8	1.14	0.04	0.09
06/313	0.07	3.55	0.11	0.21	<0.01	0.15	4.07	0.86	<0.01	0.04
06/314	0.11	6.01	0.15	0.3	<0.01	<0.01	9.91	2.08	0.15	0.16
06/315	0.03	0.51	0.03	0.03	<0.01	<0.01	0.72	0.18	<0.01	0.02
06/309	0.06	0.98	0.04	0.17	<0.01	<0.01	1.34	0.31	0.02	0.02
06/310	0.07	1.1	0.05	0.19	<0.01	<0.01	1.56	0.38	0.05	0.02
06/311	<0.01	0.1	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.07	0.03	0.05	<0.01
06/312	<0.01	0.37	0.01	0.03	<0.01	0.02	0.41	0.1	<0.01	<0.01
06/483	0.02	1.39	0.03	0.07	<0.01	<0.01	0.75	0.41	<0.01	<0.02
06/484	0.03	1.65	0.05	0.11	<0.01	0.03	1.3	0.5	<0.01	<0.02
06/485	<0.01	0.26	0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.23	0.08	<0.01	<0.01
06/486	<0.01	0.14	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.13	0.04	<0.01	<0.01
06/487	<0.01	0.13	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.11	0.04	<0.01	<0.02
06/488	<0.01	0.07	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.02	<0.01	<0.01
06/465	<0.01	0.69	0.02	0.04	<0.01	0.01	0.54	0.22	<0.01	<0.01
06/466	0.01	1.21	0.05	0.08	<0.01	0.03	1.24	0.43	0.01	<0.02
06/467	<0.01	0.45	0.02	0.06	<0.01	0.02	0.53	0.15	<0.01	<0.02
06/468	<0.01	0.11	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.13	0.04	<0.01	<0.03
06/469	<0.01	0.04	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.01	<0.01	<0.04
06/470	<0.01	0.03	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.01	<0.01	<0.05
06/463	0.05	2.37	0.11	0.4	<0.01	0.19	4.32	0.88	0.02	0.1
06/461	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01
06/462	0.01	0.55	0.02	0.04	<0.01	<0.01	0.31	0.16	<0.01	<0.01
06/464	0.02	0.85	0.04	0.11	<0.01	0.04	1.04	0.25	<0.01	0.02

NILU-Sample number:	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	SCCP	MCCP	Triclo-san	BPA
05/1750	1.06	0.86	0.05	<0.01	0.13	6.39	20.8	6.8	<0.83	3.57
05/1751	0.48	0.39	0.03	<0.01	0.15	11.5	9.9	5.5	<0.71	1.61
05/1752	0.06	0.06	<0.01	<0.01	0.1	6.94	4.5	2.6	<0.65	0.81
05/1753	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.05	4.68	6.7	2.6	<0.82	1.78
05/1754	0.02	0.01	0.03	0.02	0.03	1.58	15	5.6	<0.76	2.19
05/1755	0.02	0.01	0.01	<0.01	<0.02	0.85	9.5	5.4	<1.1	1.66
05/1756	0.05	0.05	0.02	<0.01	0.08	2.02	34	210	<0.83	5.4
05/1757 B	0.05	0.06	0.02	<0.01	0.05	2.04	440	260	<0.5	3.72
05/1758	0.03	0.03	0.01	<0.02	<0.07	1.51	36	86	<1.34	16.5
05/1759	<0.03	<0.02	<0.01	<0.05	<0.17	1.16	28	96	<1.15	6.29
05/1760	0.03	0.03	<0.01	<0.04	<0.04	0.34	27	100	<1.03	23.8
05/1761	<0.07	<0.06	<0.01	<0.09	<0.2	0.3	30	45	<0.42	51.7
05/1762	0.08	0.11	0.04	<0.03	0.17	2.96	71	73	<1.09	18.4
05/1763	0.04	0.05	0.01	<0.01	0.08	2.35	25	11	0.92	5.79
05/1764	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.04	1	28	10	<3.07	12.9
06/1765	<0.02	<0.02	<0.01	<0.01	<0.01	0.16	6.7	0.4		
05/1766	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	3.3	0.6	<0.56	2.2
05/1767	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	0.03	0.1	5.1	3.2	<4.44	1.85
05/1768	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.47	5.7	4	<2.4	25.9
05/1769	0.05	0.11	0.02	0.02	0.1	10.7	10	53	0.99	14.5
05/1770	0.29	0.17	0.48	0.38	0.85	90.9	650	470	<11.9	10.7
05/1771	0.02	0.03	0.01	0.04	0.07	2.75	20	38	<0.42	8.93
05/1772	0.21	0.2	0.25	4.83	3.3	5.58	17	6	<1.59	2.09
05/1773	0.05	0.1	0.01	0.05	0.09	4.08	9.6	4.4	<2.17	12.6
05/1774	0.17	0.17	0.09	0.17	0.1	30.7	370	200	1.34	17.5
05/1775	<0.05	<0.04	0.01	<0.02	<0.04	5.53	77	34	0.97	3.68
05/1776	0.21	0.12	0.29	0.31	0.32	47.2	190	150	7.24	106
05/1777	0.71	0.74	0.15	1.2	0.98	31	40	46	<0.83	10.4
06/313	0.34	0.3	0.08	0.14	1.15	62.7	730	880	6.45	93.2
06/314	0.92	0.93	<0.01	0.02	0.54	38.1	16	31	1.62	13.2
06/315	0.07	0.1	0.02	0.01	0.15	8.14	120	29	<1.17	15.7
06/309	0.14	0.11	0.03	0.02	0.09	4.67	110	83	<2.48	17.1
06/310	0.18	0.13	0.03	0.02	0.09	5.17	67	26	<1.21	10.1
06/311	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.51	3.9	3.5	<1.57	35.7
06/312	0.05	0.04	<0.01	0.08	0.1	1.11	160	27	3.92	4.17
06/483	0.1	0.17	0.01	<0.04	0.09	2.54	7.7	4.9	<0.92	3.31
06/484	0.18	0.24	0.03	<0.02	0.07	4.09	9.6	15	<0.91	4.38
06/485	0.04	0.04	0.01	<0.01	0.05	2.2	4.6	14	<0.94	12.5
06/486	0.02	0.02	0.02	0.03	0.1	4.18	4.7	8.2	<0.75	13
06/487	0.02	0.02	0.01	<0.02	0.05	2.4	7	12	<0.76	4.98
06/488	0.01	0.01	0.01	<0.03	<0.03	0.83	6.6	11	<0.85	8.09
06/465	0.07	0.1	0.02	<0.02	0.09	2.95	9.5	14	0.12	1.05
06/466	0.2	0.21	0.03	<0.04	0.2	8.18	18	28	<1.11	10.2
06/467	0.09	0.08	0.02	<0.03	0.1	6.04	15	17	<0.77	6.16
06/468	0.04	0.02	<0.01	<0.04	<0.08	3.09	13	18	<0.94	16.3
06/469	<0.03	<0.02	<0.01	<0.03	<0.07	0.56	27	16	<0.78	6.55
06/470	<0.04	<0.02	<0.01	<0.03	<0.08	0.44	56	83	<1.54	17.3
06/463	0.54	0.64	0.04	<0.03	0.07	4.35	6.3	20	<0.8	16.8
06/461	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	4.6	2.5	<1.64	1.48
06/462	0.05	0.07	0.02	<0.02	0.06	3.58	14	54	<1.78	1.48
06/464	0.19	0.16	0.09	0.04	0.09	6.14	66	110	<0.88	24.9

NILU-Sample number:	TBBPA	a-HBCD	b-HBCD	g-HBCD	PeCB	HCB	PCB-18	PCB-28	PCB-31	PCB-33
05/1750	<0.39	0.56	<0.14	8.13	0.06	0.12	0.02	0.03	0.02	0.01
05/1751	0.24	1	<0.11	6.43	0.04	0.09	0.02	0.03	0.02	0.01
05/1752	<0.19	0.14	<0.08	0.72	0.02	0.04	<0.01	0.02	0.01	<0.01
05/1753	<0.24	0.17	<0.05	0.29	0.02	0.04	0.01	0.02	0.01	<0.01
05/1754	<0.26	<0.1	<0.09	<0.24	0.04	0.06	0.03	0.04	0.03	0.02
05/1755	<0.36	<0.14	<0.16	<0.41	0.05	0.07	0.1	0.16	0.09	0.05
05/1756	<0.4	0.27	<0.05	0.13	0.1	0.16	0.03	0.06	0.04	0.02
05/1757 B	<2.56	0.4	<0.13	<0.32	0.09	0.19	0.04	0.06	0.04	0.03
05/1758	<1.7	0.1	<0.07	<0.18	0.13	0.27	0.06	0.11	0.08	0.04
05/1759	<0.39	0.19	<0.06	<0.14	0.13	0.24	0.12	0.23	0.15	0.08
05/1760	<0.47	0.08	<0.7	<0.17	0.15	0.29	0.28	0.53	0.34	0.18
05/1761	<1.07	<0.1	<0.09	<0.21	0.12	0.31	0.53	0.9	0.57	0.29
05/1762	<0.46	0.22	<0.06	0.11	0.5	0.63	0.12	0.3	0.19	0.1
05/1763	<0.37	0.35	0.03	0.05	0.18	0.27	0.03	0.06	0.04	0.02
05/1764	<0.61	<0.06	<0.04	<0.11	0.19	0.28	0.01	0.04	0.03	0.01
06/1765		<0.02	<0.01	<0.03	0.11	0.12	0.01	0.02	0.01	<0.01
05/1766	<4.73	0.05	<0.05	0.22	0.03	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
05/1767	<2.63	<0.03	<0.02	<0.06	0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
05/1768	<1.84	0.03	<0.04	0.04	0.02	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
05/1769	<0.37	0.39	<0.06	0.1	0.16	0.21	0.02	0.08	0.05	0.03
05/1770	<8.76	4.93	<0.1	1.47	0.33	1.75	0.12	0.26	0.18	0.11
05/1771	<0.16	0.13	<0.03	0.07	0.24	0.39	0.04	0.2	0.13	0.06
05/1772	<0.36	0.3	<0.03	0.04	0.1	0.18	0.04	0.11	0.08	0.04
05/1773	<0.97	0.26	<0.11	0.36	0.12	0.21	0.01	0.03	0.02	0.01
05/1774	<0.74	1.29	<0.06	1	0.16	0.84	0.08	0.13	0.1	0.06
05/1775	<0.55	0.46	<0.05	0.13	0.08	0.46	0.17	0.19	0.16	0.11
05/1776	<1.17	0.48	<0.07	0.56	0.26	2.12	0.47	0.67	0.54	0.38
05/1777	<0.5	1.18	<0.08	1.08	0.13	0.37	0.03	0.04	0.03	0.02
06/313	<0.72	3.79	<0.09	5.15	0.14	9.01	0.35	0.52	0.39	0.17
06/314	<0.24	2.02	<0.04	19.3	0.04	0.97	0.11	0.29	0.19	0.08
06/315	<0.99	5.83	0.02	1.71	0.12	3.77	0.18	0.26	0.24	0.11
06/309	<1.31	6.6	0.06	4.61	0.11	2.99	0.1	0.19	0.16	0.07
06/310	<0.53	12.7	0.24	3.88	0.1	3.23	0.06	0.12	0.1	0.04
06/311	<0.41	0.1	<0.02	0.05	0.02	0.04	<0.01	0.01	<0.01	<0.01
06/312	<1.88	0.55	<0.08	0.26	0.05	0.33	0.26	0.5	0.32	0.18
06/483	<0.29	0.59	<0.12	<0.29	0.08	0.18	0.02	0.04	0.02	0.01
06/484	<0.39	0.42	<0.05	0.18	0.12	0.2	0.03	0.06	0.04	0.03
06/485	<0.27	0.08	<0.03	0.09	0.12	0.17	0.02	0.04	0.03	0.01
06/486	<0.18	<0.05	<0.04	<0.09	0.16	0.21	0.02	0.05	0.03	0.01
06/487	<0.15	0.05	<0.03	0.04	0.14	0.16	0.02	0.05	0.03	0.02
06/488	<0.16	<0.06	<0.12	<0.29	0.11	0.16	0.02	0.05	0.03	0.02
06/465	<0.07	0.34	0.01	0.12	0.07	0.19	0.02	0.03	0.02	0.01
06/466	<0.57	0.33	<0.05	0.21	0.09	0.26	0.03	0.04	0.03	0.02
06/467	<0.36	0.22	<0.07	0.32	0.11	0.19	0.04	0.06	0.04	0.02
06/468	<0.15	<0.05	<0.04	0.15	0.08	0.15	0.04	0.08	0.05	0.03
06/469	<0.26	<0.09	<0.08	<0.21	0.09	0.17	0.05	0.1	0.06	0.04
06/470	<0.5	<0.13	<0.12	<0.31	0.09	0.2	0.06	0.12	0.07	0.05
06/463	<0.14	0.11	<0.04	0.86	0.02	0.06	0.03	0.04	0.04	0.02
06/461	<0.44	<0.06	<0.03	<0.08	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
06/462	<0.75	0.27	<0.04	0.15	0.24	0.33	0.04	0.06	0.04	0.02
06/464	<0.31	0.5	0.03	0.48	0.1	0.15	0.05	0.11	0.08	0.04

NILU-Sample number:	PCB-37	Sum-TriCB	PCB-47	PCB-52	PCB-66	PCB-74	Sum-TetCB	PCB-99	PCB-101	PCB-105
05/1750	<0.01	0.12	0.02	0.06	0.04	0.02	0.32	0.04	0.14	0.05
05/1751	0.01	0.12	0.02	0.14	0.04	0.02	0.22	0.09	0.29	0.08
05/1752	<0.01	0.06	<0.01	0.03	0.02	0.01	0.08	0.03	0.08	0.02
05/1753	<0.01	0.07	<0.01	0.04	0.02	0.01	0.09	0.04	0.1	0.02
05/1754	0.01	0.17	0.02	0.06	0.05	0.02	0.16	0.05	0.14	0.03
05/1755	0.05	0.58	0.07	0.16	0.18	0.07	0.49	0.13	0.29	0.06
05/1756	0.03	0.22	0.03	0.17	0.1	0.05	0.35	0.21	0.57	0.23
05/1757 B	0.02	0.25	0.03	0.12	0.1	0.05	0.7	0.14	0.43	0.15
05/1758	0.05	0.41	0.06	0.4	0.19	0.09	0.75	0.46	1.26	0.47
05/1759	0.09	0.82	0.13	0.81	0.37	0.18	1.48	0.8	2.27	0.74
05/1760	0.2	1.88	0.28	1.64	0.74	0.38	3.05	1.48	4.43	1.37
05/1761	0.28	3.19	0.45	2.67	1.13	0.67	4.91	2.29	7.02	2.07
05/1762	0.13	1.01	0.13	0.45	0.33	0.13	1.04	0.77	1.82	0.56
05/1763	0.03	0.23	0.02	0.06	0.07	0.03	0.18	0.07	0.22	0.12
05/1764	0.03	0.15	0.01	0.04	0.06	0.02	0.13	0.06	0.15	0.11
06/1765	0.01	0.08	<0.01	0.02	0.02	<0.01	0.06	0.03	0.08	0.04
05/1766	<0.01	0.04	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.03	<0.01
05/1767	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.02	<0.01
05/1768	<0.01	0.03	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	0.05	0.01
05/1769	0.03	0.25	0.02	0.06	0.06	0.03	0.17	0.07	0.21	0.08
05/1770	0.12	0.96	0.1	0.7	0.29	0.14	1.23	0.58	4.09	0.64
05/1771	0.08	0.58	0.05	0.17	0.21	0.1	0.53	0.16	0.45	0.21
05/1772	0.04	0.36	0.03	0.36	0.1	0.06	0.55	0.19	1.86	0.26
05/1773	0.02	0.1	0.01	0.05	0.03	0.01	0.11	0.05	0.14	0.06
05/1774	0.06	0.52	0.08	0.72	0.21	0.11	1.12	0.56	3.11	0.55
05/1775	0.05	0.88	0.09	0.66	0.21	0.11	1.06	0.47	3.3	0.31
05/1776	0.27	2.85	0.23	1.1	0.51	0.29	2.13	0.7	2.81	0.71
05/1777	0.02	0.17	0.02	0.09	0.04	0.02	0.17	0.11	0.47	0.11
06/313	0.2	2.54	0.21	2.11	0.58	0.38	6.85	1.21	5.86	1.37
06/314	0.11	0.92	0.1	0.26	0.26	0.13	0.76	0.12	0.44	0.13
06/315	0.06	1.01	0.22	0.75	0.44	0.25	1.66	0.42	1.18	0.38
06/309	0.06	0.9	0.18	0.64	0.43	0.23	3.38	0.35	1.1	0.33
06/310	0.04	0.58	0.13	0.7	0.4	0.23	3.32	0.45	1.2	0.44
06/311	<0.01	0.06	<0.06	0.1	0.03	0.02	0.33	0.07	0.2	0.08
06/312	0.26	2.21	0.19	0.84	0.78	0.4	5.16	0.48	1.19	0.31
06/483	0.02	0.13	0.02	0.04	0.04	0.02	0.25	0.04	0.11	0.04
06/484	0.02	0.24	0.02	0.06	0.06	0.02	0.4	0.05	0.17	0.06
06/485	0.02	0.16	0.02	0.05	0.06	0.02	0.37	0.1	0.24	0.09
06/486	0.04	0.2	0.03	0.07	0.09	0.03	0.49	0.18	0.37	0.14
06/487	0.03	0.18	0.03	0.07	0.09	0.03	0.47	0.15	0.33	0.13
06/488	0.03	0.19	0.03	0.07	0.08	0.02	0.44	0.13	0.29	0.09
06/465	0.01	0.14	0.02	0.08	0.05	0.02	0.35	0.09	0.26	0.07
06/466	0.02	0.18	0.03	0.08	0.06	0.02	0.41	0.09	0.31	0.09
06/467	0.03	0.26	0.04	0.15	0.09	0.03	0.71	0.18	0.56	0.14
06/468	0.04	0.31	0.05	0.23	0.15	0.05	1.07	0.25	0.84	0.18
06/469	0.04	0.41	0.07	0.31	0.18	0.07	1.39	0.34	1.03	0.21
06/470	0.04	0.49	0.08	0.41	0.21	0.09	1.73	0.37	1.24	0.27
06/463	0.01	0.19	0.02	0.13	0.06	0.03	0.51	0.08	0.26	0.08
06/461	<0.01	0.03	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.06	<0.01	0.02	<0.01
06/462	0.02	0.25	0.03	0.08	0.06	0.03	0.4	0.07	0.2	0.1
06/464	0.04	0.41	0.05	0.22	0.15	0.07	1.01	0.17	0.76	0.17

NILU-Sample number:	PCB-114	PCB-118	PCB-122	PCB-123	Sum-PenCB	PCB-128	PCB-138	PCB-141	PCB-149	PCB-153
05/1750	<0.01	0.1	<0.01	<0.01	0.55	0.03	0.18	0.04	0.16	0.24
05/1751	<0.01	0.21	<0.01	<0.01	0.67	0.06	0.23	0.05	0.21	0.28
05/1752	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	0.2	0.02	0.09	0.02	0.08	0.12
05/1753	<0.01	0.07	<0.01	<0.01	0.24	0.02	0.1	0.02	0.1	0.14
05/1754	<0.01	0.1	<0.01	<0.01	0.34	0.04	0.17	0.04	0.16	0.23
05/1755	<0.01	0.22	<0.01	<0.01	0.72	0.08	0.33	0.07	0.33	0.49
05/1756	0.01	0.53	<0.01	0.01	1.57	0.21	0.75	0.15	0.62	0.76
05/1757 B	0.01	0.34	<0.01	<0.01	1.94	0.14	0.64	0.16	0.53	0.69
05/1758	0.03	1.15	0.01	0.02	3.4	0.43	1.37	0.32	1.25	1.49
05/1759	0.05	1.89	0.02	0.03	5.8	0.6	2.1	0.49	1.98	2.33
05/1760	0.09	3.54	0.03	0.06	11	1.2	3.97	0.98	3.85	4.36
05/1761	0.13	5.4	0.05	0.08	17	1.72	5.92	1.46	5.81	6.44
05/1762	0.02	1.41	0.01	0.03	4.62	0.77	2.71	0.53	2.6	3.3
05/1763	<0.01	0.28	<0.01	<0.01	0.7	0.18	0.82	0.12	0.37	0.82
05/1764	<0.01	0.26	<0.01	<0.01	0.61	0.18	0.81	0.09	0.21	0.74
06/1765	<0.01	0.1	<0.01	<0.01	0.25	0.07	0.32	0.04	0.1	0.3
05/1766	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.01	0.05	<0.01	0.02	0.05
05/1767	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	0.03	<0.01	0.03	0.03
05/1768	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.11	0.01	0.07	0.02	0.06	0.08
05/1769	<0.01	0.19	<0.01	<0.01	0.56	0.1	0.46	0.1	0.36	0.56
05/1770	0.05	2.01	0.02	0.02	7.41	1.27	6.04	2.1	7.49	7.77
05/1771	0.01	0.47	<0.01	<0.01	1.31	0.14	0.54	0.12	0.45	0.63
05/1772	0.02	0.87	<0.01	<0.01	3.21	0.44	2.2	0.75	2.2	2.87
05/1773	<0.01	0.11	<0.01	<0.01	0.37	0.12	0.53	0.07	0.24	0.54
05/1774	0.03	1.58	0.01	0.02	5.88	1.17	4.98	1.74	6.41	6.23
05/1775	0.04	1.22	<0.01	0.01	5.35	0.98	5.2	1.94	2.6	6.76
05/1776	0.05	1.85	0.02	0.03	6.16	0.71	2.78	0.81	3	3.21
05/1777	0.01	0.3	<0.01	<0.01	1.01	0.34	1.13	0.33	1.41	1.43
06/313	0.11	3.65	0.05	0.05	22.1	1.44	7.74	2.28	7.43	8.05
06/314	0.01	0.31	<0.01	<0.01	1.02	0.13	0.6	0.19	0.61	0.8
06/315	0.03	0.8	0.01	0.02	2.84	0.27	1.05	0.32	1.12	1.34
06/309	0.03	0.73	0.01	0.01	4.66	0.25	1.23	0.33	1.08	1.38
06/310	0.04	0.99	0.01	0.02	5.7	0.23	1.04	0.23	0.75	1.04
06/311	<0.01	0.17	<0.01	<0.01	0.98	0.05	0.19	0.04	0.13	0.16
06/312	0.03	0.8	0.01	0.02	4.26	0.25	1.43	0.39	<0.01	1.68
06/483	<0.01	0.1	<0.01	<0.01	0.48	0.05	0.22	0.04	0.15	0.24
06/484	<0.01	0.13	<0.01	<0.01	0.78	0.08	0.32	0.05	0.24	0.35
06/485	<0.01	0.19	<0.01	<0.01	1.24	0.15	0.6	0.09	0.42	0.62
06/486	0.01	0.3	<0.01	<0.01	2.02	0.25	0.97	0.14	0.7	1.03
06/487	<0.01	0.28	<0.01	<0.01	1.75	0.2	0.77	0.12	0.6	0.83
06/488	<0.01	0.2	<0.01	<0.01	1.45	0.15	0.58	0.1	0.49	0.66
06/465	<0.01	0.17	<0.01	<0.01	1.09	0.1	0.41	0.09	0.34	0.45
06/466	<0.01	0.21	<0.01	<0.01	1.4	0.14	0.58	0.11	0.51	0.63
06/467	0.01	0.38	<0.01	<0.01	2.54	0.24	0.98	0.2	0.91	1.07
06/468	0.02	0.53	<0.01	<0.01	3.59	0.33	1.35	0.34	1.45	1.84
06/469	<0.06	0.66	<0.06	<0.06	4.48	0.36	1.51	0.33	1.41	1.68
06/470	0.02	0.81	<0.01	0.01	5.25	0.39	1.64	0.37	1.45	1.77
06/463	<0.01	0.2	<0.01	<0.01	1.12	0.06	0.27	0.06	0.19	0.27
06/461	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.07	<0.01	0.02	<0.01	0.03	0.03
06/462	<0.01	0.19	<0.01	<0.01	1.02	0.12	0.49	0.07	0.28	0.49
06/464	0.01	0.47	<0.01	<0.01	2.75	0.21	1.1	0.28	0.89	1.2

NILU-Sample number:	PCB-156	PCB-157	PCB-167	Sum-HexCB	PCB-170	PCB-180	PCB-183	PCB-187	PCB-189	Sum-HepCB
05/1750	0.02	<0.01	<0.01	1.01	0.04	0.09	0.02	0.04	<0.01	0.25
05/1751	0.03	<0.01	0.01	0.88	0.05	0.11	0.02	0.06	<0.01	0.24
05/1752	0.01	<0.01	<0.01	0.35	0.03	0.06	0.01	0.03	<0.01	0.13
05/1753	0.01	<0.01	<0.01	0.41	0.03	0.07	0.01	0.04	<0.01	0.15
05/1754	0.02	<0.01	<0.01	0.67	0.05	0.12	0.02	0.06	<0.01	0.26
05/1755	0.04	<0.01	0.02	1.36	0.12	0.28	0.05	0.16	<0.01	0.62
05/1756	0.1	0.02	0.04	2.64	0.17	0.39	0.07	0.19	<0.01	0.83
05/1757 B	0.08	0.01	0.04	3.46	0.2	0.45	0.08	0.19	0.01	1.34
05/1758	0.21	0.04	0.09	5.2	0.32	0.72	0.15	0.37	0.02	1.57
05/1759	0.31	0.06	0.12	8	0.49	1.17	0.24	0.63	0.02	2.56
05/1760	0.61	0.11	0.23	15.3	0.96	2.34	0.5	1.22	0.05	5.07
05/1761	0.9	0.16	0.34	22.7	1.3	3.09	0.69	1.73	0.06	6.87
05/1762	0.31	0.06	0.15	10.4	0.75	1.63	0.32	0.96	0.04	3.7
05/1763	0.08	0.02	0.04	2.44	0.25	0.55	0.1	0.29	0.01	1.19
05/1764	0.07	0.02	0.04	2.16	0.25	0.54	0.09	0.27	0.01	1.16
06/1765	0.03	<0.01	0.02	0.88	0.1	0.21	0.04	0.11	<0.01	0.46
05/1766	<0.01	<0.01	<0.01	0.16	0.01	0.03	0.01	0.01	<0.01	0.06
05/1767	<0.01	<0.01	<0.01	0.1	<0.01	0.02	0.01	0.01	<0.01	0.04
05/1768	<0.01	<0.01	<0.01	0.26	0.02	0.05	0.01	0.02	<0.01	0.1
05/1769	0.05	<0.01	0.02	1.66	0.14	0.3	0.06	0.16	<0.01	0.66
05/1770	0.77	0.1	0.34	25.9	2.4	5.67	1.3	2.83	0.11	12.3
05/1771	0.08	0.01	0.03	2	0.17	0.43	0.08	0.24	<0.01	0.93
05/1772	0.3	0.03	0.13	8.92	0.82	1.64	0.31	0.74	0.03	3.54
05/1773	0.04	0.01	0.02	1.59	0.15	0.31	0.05	0.17	<0.01	0.68
05/1774	0.61	0.08	0.28	21.5	2.3	5.19	1	2.43	0.1	11
05/1775	0.62	0.06	0.27	18.4	2.52	6	1.09	2.85	0.11	12.6
05/1776	0.37	0.06	0.15	11.1	0.73	1.7	0.38	0.88	0.03	3.72
05/1777	0.13	0.03	0.07	4.86	0.52	1.24	0.25	0.65	0.02	2.68
06/313	0.96	0.12	0.43	45.4	1.81	5.19	1.35	2	0.1	17
06/314	0.08	0.01	0.04	2.46	0.26	0.62	0.13	0.32	0.01	1.34
06/315	0.14	0.02	0.06	4.31	0.32	0.83	0.14	0.27	0.02	1.57
06/309	0.13	0.02	0.05	6.83	0.35	0.91	0.17	0.17	0.02	2.53
06/310	0.13	0.02	0.05	5.29	0.2	0.48	0.1	0.09	0.01	1.36
06/311	0.03	<0.01	<0.01	0.95	0.03	0.07	0.01	0.03	<0.01	0.21
06/312	0.15	0.02	0.07	6.19	0.43	1.09	0.22	0.2	0.02	3.08
06/483	0.02	<0.01	0.01	1.07	0.05	0.1	0.02	0.07	<0.01	0.32
06/484	0.03	<0.01	0.01	1.61	0.07	0.15	0.03	0.1	<0.01	0.51
06/485	0.06	0.01	0.03	2.94	0.16	0.32	0.07	0.21	<0.01	1.12
06/486	0.09	0.02	0.05	5.01	0.24	0.51	0.12	0.3	0.01	1.76
06/487	0.07	0.02	0.04	4.03	0.17	0.36	0.08	0.23	<0.01	1.27
06/488	0.05	0.01	0.03	3.18	0.14	0.29	0.06	0.19	<0.01	1.03
06/465	0.04	<0.01	0.02	2.23	0.11	0.25	0.05	0.11	<0.01	0.77
06/466	0.06	0.01	0.03	3.19	0.15	0.35	0.07	0.18	<0.01	1.1
06/467	0.1	0.02	0.05	5.61	0.28	0.63	0.13	0.3	0.01	2
06/468	0.14	0.02	0.07	8.56	0.54	2.6	0.53	1.63	0.02	7.54
06/469	0.16	0.03	0.08	8.71	0.41	1.05	0.22	0.44	0.02	3.29
06/470	0.18	0.03	0.08	9.26	0.46	1.03	0.21	0.43	0.02	3.21
06/463	0.03	<0.01	0.01	1.34	0.05	0.11	0.02	0.02	<0.01	0.33
06/461	<0.01	<0.01	<0.01	0.12	<0.01	0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.03
06/462	0.05	<0.01	0.02	2.23	0.11	0.22	0.04	0.13	<0.01	0.74
06/464	0.13	0.02	0.06	5.84	0.31	0.75	0.15	0.14	0.02	2.09

NILU-Sample number:	PCB-194	PCB-206	PCB-209	Sum 7 PCB	Sum PCB	a-HCH	b-HCH	g-HCH	o,p'-DDE	p,p'-DDE	o,p'-DDD
05/1750	0.01	<0.01	0.01	0.83	2.28	<0.01	<0.01	0.03	0.01	0.34	0.05
05/1751	0.02	0.01	0.01	1.28	2.17	.	.	.	.	.	.
05/1752	0.01	<0.01	0.01	0.47	0.85	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.19	0.05
05/1753	0.01	<0.01	<0.01	0.54	0.99	.	.	.	.	.	.
05/1754	0.02	0.01	0.02	0.87	1.64	.	.	.	.	.	.
05/1755	0.06	0.03	0.04	1.94	3.9	.	.	.	.	.	.
05/1756	0.08	0.06	0.03	3.23	5.78	.	.	.	.	.	.
05/1757 B	0.07	0.05	0.03	2.74	7.85	.	.	.	.	.	.
05/1758	0.12	0.11	0.04	6.51	11.6	.	.	.	.	.	.
05/1759	0.23	0.23	0.07	10.8	19.2	.	.	.	.	.	.
05/1760	0.42	0.43	0.12	20.8	37.3	.	.	.	.	.	.
05/1761	0.64	0.7	0.2	31.4	56.3	.	.	.	.	.	.
05/1762	0.31	0.25	0.11	11.6	21.5	0.19	0.04	0.18	0.24	5.57	1.14
05/1763	0.11	0.09	0.05	2.81	4.98	.	.	.	.	.	.
05/1764	0.1	0.09	0.06	2.6	4.46	.	.	.	.	.	.
06/1765	0.04	0.04	0.04	1.06	1.85	.	.	.	.	.	.
05/1766	<0.01	<0.01	<0.01	0.2	0.37	.	.	.	.	.	.
05/1767	<0.01	<0.01	<0.01	0.13	0.26	.	.	.	.	.	.
05/1768	<0.01	<0.01	<0.01	0.3	0.56	.	.	.	.	.	.
05/1769	0.05	0.03	0.02	1.86	3.39	.	.	.	.	.	.
05/1770	0.69	0.27	0.04	26.5	48.8	.	.	.	.	.	.
05/1771	0.13	0.16	0.02	2.89	5.67	.	.	.	.	.	.
05/1772	0.17	0.05	0.02	9.9	16.8	.	.	.	.	.	.
05/1773	0.06	0.04	0.04	1.72	2.99	0.03	<0.01	0.04	0.01	0.84	0.04
05/1774	0.6	0.15	0.02	22	40.8	.	.	.	.	.	.
05/1775	0.84	0.42	0.06	23.3	39.6	.	.	.	.	.	.
05/1776	0.19	0.08	0.01	14.1	26.2	0.04	0.05	0.06	0.02	0.71	0.44
05/1777	0.17	0.13	0.03	4.69	9.22	.	.	.	.	.	.
06/313	0.5	0.05	<0.01	33.1	94.4	.	.	.	.	.	.
06/314	0.09	0.04	0.01	3.33	6.66	.	.	.	.	.	.
06/315	0.03	0.04	0.02	6.21	11.5	.	.	.	.	.	.
06/309	0.12	0.04	0.02	6.18	18.5	.	.	.	.	.	.
06/310	0.07	0.03	0.02	5.57	16.4	.	.	.	.	.	.
06/311	0.01	0.01	<0.01	0.9	2.57	.	.	.	.	.	.
06/312	0.17	0.07	0.15	7.53	21.3	.	.	.	.	.	.
06/483	0.02	0.01	0.01	0.85	2.29	0.01	0.01	0.04	0.02	1.04	0.06
06/484	0.03	0.02	0.02	1.24	3.6	.	.	.	.	.	.
06/485	0.07	0.07	0.04	2.06	6.01	.	.	.	.	.	.
06/486	0.11	0.11	0.06	3.32	9.75	.	.	.	.	.	.
06/487	0.06	0.06	0.04	2.7	7.87	.	.	.	.	.	.
06/488	0.06	0.05	0.03	2.14	6.43	.	.	.	.	.	.
06/465	0.04	0.03	0.02	1.67	4.67	0.01	0.01	0.03	0.03	0.98	0.34
06/466	0.07	0.05	0.02	2.21	6.42	.	.	.	.	.	.
06/467	0.12	0.09	0.03	3.84	11.4	.	.	.	.	.	.
06/468	1.39	1.71	0.1	7.47	24.3	.	.	.	.	.	.
06/469	0.23	0.16	0.04	6.34	18.7	.	.	.	.	.	.
06/470	0.17	0.1	0.04	7.03	20.2	.	.	.	.	.	.
06/463	0.02	0.01	<0.01	1.28	3.53	.	.	.	.	.	.
06/461	<0.01	<0.01	<0.01	0.12	0.34	.	.	.	.	.	.
06/462	0.05	0.03	0.03	1.73	4.74	0.03	<0.01	0.06	0.01	0.86	0.04
06/464	0.11	0.03	0.01	4.6	12.2	0.02	0.02	0.05	0.02	1.08	0.23

NILU-Sample number:	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Sum DDT	2378-TCDD	12378-PeCDD	123478-HxCDD	123678-HxCDD	123789-HxCDD	1234678-HpCDD	OCDD
05/1750	0.21	0.06	0.09	0.76	-0.03	0.15	0.19	0.52	0.39	8.03	38.5
05/1751	.	.	.	.	0.21	0.36	0.35	0.72	0.72	10.4	59.9
05/1752	0.25	0.02	0.08	0.59	-0.06	0.57	0.73	1.41	1.25	26.2	251
05/1753	.	.	.	.	-0.05	0.42	0.47	1.34	1.14	25.9	269
05/1754	.	.	.	.	0.13	0.84	1.15	3.46	2.62	67.1	566
05/1755	.	.	.	.	0.15	0.92	1.44	5.7	3.65	123	750
05/1756	.	.	.	.	0.17	0.67	0.77	2.11	1.44	30.3	179
05/1757 B	.	.	.	.	0.15	0.85	0.93	3.11	1.82	53.7	278
05/1758	.	.	.	.	0.19	0.9	1.16	4.15	2.31	70.2	479
05/1759	.	.	.	.	0.21	0.99	1.07	4.64	2.56	76.3	496
05/1760	.	.	.	.	0.23	0.75	0.84	3.87	1.98	67.2	435
05/1761	.	.	.	.	0.24	1.04	1.46	5.4	2.96	86.9	557
05/1762	3.41	0.26	0.87	11.5							
05/1763	.	.	.	.							
05/1764	.	.	.	.							
06/1765	.	.	.	.							
05/1766	.	.	.	.							
05/1767	.	.	.	.							
05/1768	.	.	.	.							
05/1769	.	.	.	.							
05/1770	.	.	.	.							
05/1771	.	.	.	.							
05/1772	.	.	.	.							
05/1773	0.22	0.19	1.3	2.6							
05/1774	.	.	.	.							
05/1775	.	.	.	.							
05/1776	1.85	0.1	5.65	8.77							
05/1777	.	.	.	.							
06/313	.	.	.	.							
06/314	.	.	.	.							
06/315	.	.	.	.							
06/309	.	.	.	.							
06/310	.	.	.	.							
06/311	.	.	.	.							
06/312	.	.	.	.							
06/483	0.2	0.14	0.52	1.97							
06/484	.	.	.	.							
06/485	.	.	.	.							
06/486	.	.	.	.							
06/487	.	.	.	.							
06/488	.	.	.	.							
06/465	1.2	0.12	0.4	3.08							
06/466	.	.	.	.							
06/467	.	.	.	.							
06/468	.	.	.	.							
06/469	.	.	.	.							
06/470	.	.	.	.							
06/463	.	.	.	.							
06/461	.	.	.	.							
06/462	0.13	0.1	0.38	1.52							
06/464	0.86	0.1	0.37	2.66							

NILU-Sample number:	SUM PCDD	2378-TCDF	12378/12348-PeCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	123789-HxCDF	234678-HxCDF	1234678-HpCDF	1234789-HpCDF
05/1750	47.97	0.38	0.49	0.42	0.93	0.78	-0.04	1.26	15.6	1.13
05/1751	72.66	0.79	0.68	0.68	1.1	0.66	0.23	0.87	5.02	0.59
05/1752	281.58	0.83	1.23	0.91	1.59	1.36	0.52	1.32	8.25	0.95
05/1753	298.69	0.84	1.08	0.92	1.25	1.07	-0.06	1.05	8.42	0.86
05/1754	641.3	1.39	1.94	1.89	2.66	2.32	0.16	2.48	18.9	1.19
05/1755	884.86	1.58	2.13	2.1	3.07	2.61	0.19	2.88	24.3	1.11
05/1756	214.46	2.44	2.01	1.68	2.24	1.6	0.94	1.65	19.2	1.28
05/1757 B	338.56	3.5	3.24	2.51	3.45	2.28	0.13	2.39	36.2	2.94
05/1758	557.91	5.31	3.28	3.1	4.54	2.64	0.22	2.7	36.9	3.57
05/1759	581.77	4.35	2.71	2.85	3.79	2.03	0.23	2.49	52.7	2.91
05/1760	509.87	5.44	3	2.16	3.44	2	0.26	1.9	42.4	2.84
05/1761	655	7.51	7.45	3.37	5.14	3.21	0.33	3.2	52.6	3.48
05/1762										
05/1763										
05/1764										
06/1765										
05/1766										
05/1767										
05/1768										
05/1769										
05/1770										
05/1771										
05/1772										
05/1773										
05/1774										
05/1775										
05/1776										
05/1777										
06/313										
06/314										
06/315										
06/309										
06/310										
06/311										
06/312										
06/483										
06/484										
06/485										
06/486										
06/487										
06/488										
06/465										
06/466										
06/467										
06/468										
06/469										
06/470										
06/463										
06/461										
06/462										
06/464										

NILU-Sample number:	OCDF	SUM PCDF	SUM PCDD/PCDF	33'44'-TeCB (PCB-77)	344'5-TeCB (PCB-81)	33'44'5-PeCB (PCB-126)	33'44'55'-HxCB (PCB-169)	∑non-orto-PCB
05/1750	10.2	30.555	78.525	8.45	0.32	1.04	0.74	10.55
05/1751	6.44	16.51	89.17	6.34	0.29	1.09	0.8	8.52
05/1752	14	29.75	311.325	8.84	0.34	1.27	0.89	11.34
05/1753	15.2	29.675	328.365	8.73	0.33	1.05	0.77	10.88
05/1754	30.4	62	703.3	18.3	0.63	2.19	1.27	22.39
05/1755	40	78.435	963.295	33.4	0.79	2.55	1.22	37.96
05/1756	27.6	59.52	273.98	30.1	0.84	4.14	1.69	36.77
05/1757 B	66.7	121.615	460.175	37.5	1.11	5.12	1.8	45.53
05/1758	64.3	124.29	682.2	46.2	1.33	6.23	2	55.76
05/1759	83	155.165	736.935	42.9	0.95	5.64	1.69	51.18
05/1760	72.4	134.12	643.99	54.4	1.39	4.85	1.37	62.01
05/1761	85.9	169.62	824.62	51.9	1.08	6.13	1.78	60.89
05/1762								
05/1763								
05/1764								
06/1765								
05/1766								
05/1767								
05/1768								
05/1769								
05/1770								
05/1771								
05/1772								
05/1773								
05/1774								
05/1775								
05/1776								
05/1777								
06/313								
06/314								
06/315								
06/309								
06/310								
06/311								
06/312								
06/483								
06/484								
06/485								
06/486								
06/487								
06/488								
06/465								
06/466								
06/467								
06/468								
06/469								
06/470								
06/463								
06/461								
06/462								
06/464								

Gamma Dating Center Copenhagen

Copenhagen, 30 October 2006

Thorbjørn J. Andersen
Institute of Geography
University of Copenhagen
Oester Voldgade 10
1350 Copenhagen K
e-mail tja@geogr.ku.dk
phone +45 35 32 25 03
fax +45 35 32 25 01

Dating of core Ving

Dating of core Ving

Methods
The samples have been analysed for the activity of ^{210}Pb, ^{226}Ra and ^{137}Cs via gammaspectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-detector. ^{210}Pb was measured via its gamma-peak at 46,5 keV, ^{226}Ra via the granddaughter ^{214}Pb (peaks at 295 and 352 keV) and ^{137}Cs via its peak at 661 keV.

Results
The core showed a fairly irregular profile of unsupported ^{210}Pb with depth but with a tendency for a decrease with depth. The irregularities may both be due to changes in texture of the sediment and changes in sedimentation rate. The fluctuating dry bulk density down the core indicates that there is some textural variation in the core. The calculated flux of unsupported ^{210}Pb is 130 Bq m^{-2} y^{-1}, this is about 2 times higher than the estimated local atmospheric supply.

There was a marked peak in the content of ^{137}Cs at depths of 4.5 cm and a smaller one at 12 cm (table 1 and fig 1). The upper one is without doubt due to the Chernobyl-accident in 1986 whereas the lower one is likely to be due to the maximum in nuclear weapons testing at around 1963.

CRS-modelling (Appleby, 2001) has been applied on the profile using a modified CRS-method where the dating of the level of peak-activity of ^{137}Cs is ascribed to 1986 and the inventory below 14.5 cm is calculated on the basis of the regression shown in fig 2. The result is given in table 2 and fig 3 and 4. Based on this CRS-modelling, the lowermost ^{137}Cs-peak is dated to about 1963 which is in excellent agreement with the expected age. The dating is consequently believed to be robust and accurate.

30 October 2006

Thorbjørn J Andersen

Reference:
Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Table 1. Core Ving

Depth	Pb-210tot	error Pb-210 tot	Pb-210 supupp 210Pb	error pb-210 sup	Pb-210 unsup	error pb-210 unsup	Cs-137	error Cs-137
cm	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1
0.50	421	16	43	4	378	17	1145	8
1.25	430	19	47	6	383	20	1394	10
1.75	296	18	44	2	251	18	1286	10
2.25	126	13	50	4	77	14	1118	9
2.75	191	18	54	13	137	23	1991	13
3.25	163	26	32	12	130	29	3518	21
3.75	186	30	68	24	119	39	7171	29
4.25	180	80	59	40	121	90	19936	86
4.75	267	45	42	37	225	58	13926	46
5.50	223	19	61	6	163	20	3023	15
6.50	127	13	51	2	76	14	953	8
7.50	115	15	49	5	66	16	586	8
8.50	73	12	54	16	19	20	193	4
9.50	93	11	54	1	38	11	165	4
10.50	134	14	49	0	85	14	231	5
11.50	104	15	42	1	62	15	389	6
12.50	146	10	51	6	95	12	380	4
13.50	107	13	43	3	64	14	210	5
14.50	112	14	46	6	65	16	113	4

Table 2, Core Ving

Depth	acc dry mass	Age	error age	Date	acc rate	error rate
cm	g cm-3	y	y	y	(kg m-2 y-1)	(kg m-2 y-1)
0				2005		
0.5	0.06	2	2	2003	0.34	0.02
1.25	0.15	5	2	2000	0.31	0.03
1.75	0.24	7	2	1998	0.34	0.03
2.25	0.41	10	2	1995	0.60	0.12
2.75	0.60	12	2	1993	0.86	0.15
3.25	0.74	15	3	1990	0.64	0.15
3.75	0.87	17	3	1988	0.64	0.21
4.25	1.02	19	3	1986	0.62	0.44
4.75	1.16	21	2	1984	0.65	0.16
5.5	1.32	24	2	1981	0.53	0.07
6.5	1.59	28	2	1977	0.78	0.14
7.5	1.91	30	2	1975	1.19	0.29
8.5	2.29	32	2	1973	1.85	1.87
9.5	2.71	34	2	1971	2.59	0.74
10.5	3.06	37	2	1968	1.12	0.18
11.5	3.35	41	2	1964	0.85	0.19
12.5	3.62	44	2	1961	0.71	0.09
13.5	3.94	50	2	1955	0.61	0.12
14.5	4.31	56	2	1949	0.63	0.03

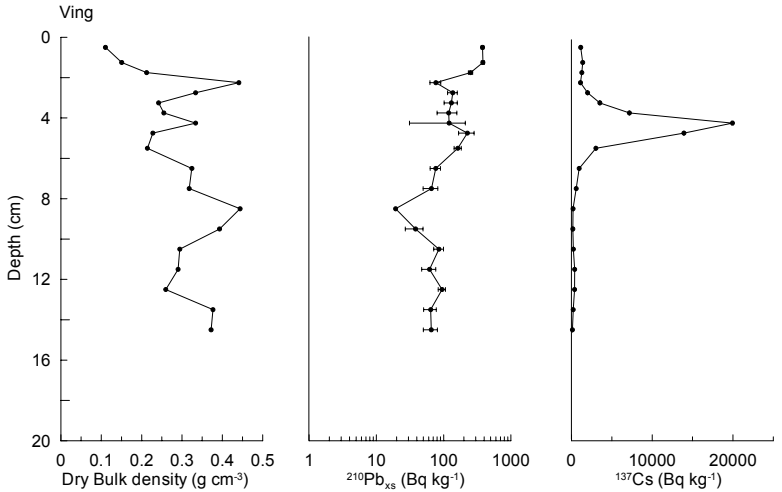


Fig 1

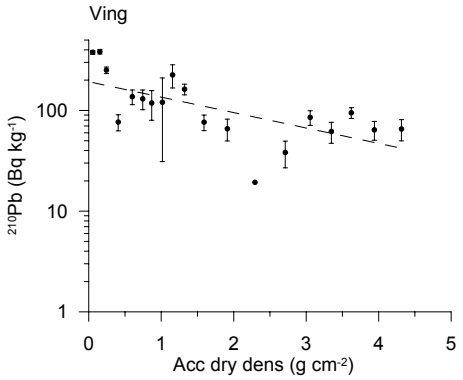


Fig 2

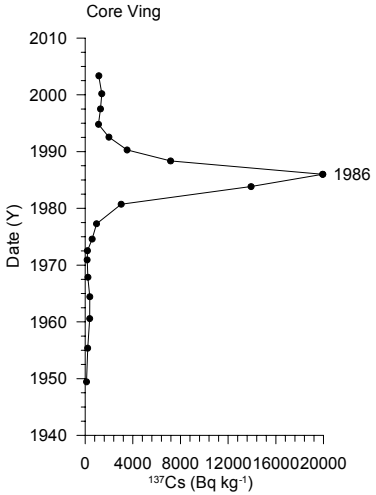


Fig 3

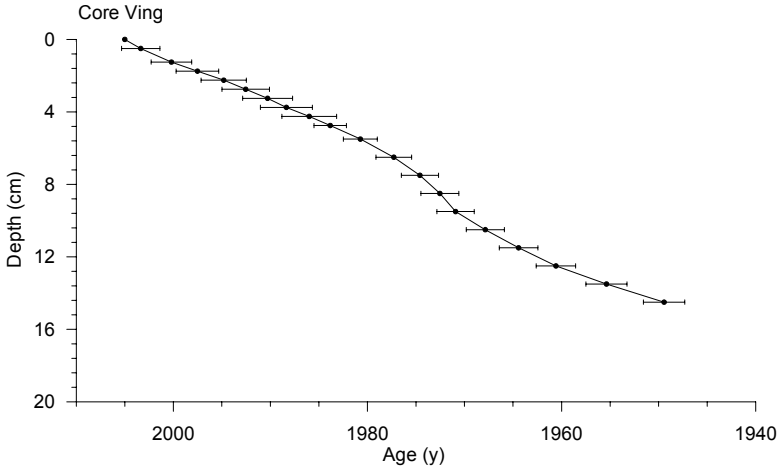


Fig 4

Gamma Dating Center Copenhagen

Copenhagen, 30 October 2006

Thorbjørn J. Andersen
Institute of Geography
University of Copenhagen
Oester Voldgade 10
1350 Copenhagen K
e-mail tja@geogr.ku.dk
phone +45 35 32 25 03
fax +45 35 32 25 01

Dating of core Skreia

Dating of core Skreia

Methods

The samples have been analysed for the activity of ^{210}Pb, ^{226}Ra and ^{137}Cs via gammaspectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-detector. ^{210}Pb was measured via its gamma-peak at 46,5 keV, ^{226}Ra via the granddaughter ^{214}Pb (peaks at 295 and 352 keV) and ^{137}Cs via its peak at 661 keV.

Results

The core showed a general decrease of the content of unsupported ^{210}Pb down the core but a fairly irregular profile below 14 cm. and an exponential decrease with depth down to about 6 cm. The calculated flux is 200 Bq m-2 y-1, this is about 2 times higher than the estimated local atmospheric supply.

A marked peak in the content of ^{137}Cs was observed at a depth of 8 cm. This peak is without doubt due to the Chernobyl-accident in 1986.

CRS-modelling (Appleby, 2001) has been applied on the profile using a modified CRS-method where the level of peak-activity of ^{137}Cs is ascribed to 1986 and the inventory below 20 cm is calculated on the basis of the regression shown in fig 2. The result is given in table 2 and fig 3 and 4. The dating is considered to be accurate down to 14 cm depth whereas the dates below this level are only indicative due to the irregular ^{210}Pb-profile in that part of the core.

30 October 2006

Thorbjørn J Andersen

Reference:
Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Table 1. Core Skreia

Depth	Pb-210tot	error Pb-210 tot	Pb-210 supupp 210Pb	error pb-210 sup	Pb-210 unsup	error pb-210 unsup	Cs-137	error Cs-137
cm	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1
0.5	327	24	35	3	290	24	407	13
1.5	612	41	40	6	568	42	649	21
2.5	402	28	50	7	356	29	759	24
3.5	154	14	44	4	107	14	709	22
4.5	212	17	44	6	172	18	1050	33
5.5	315	24	41	3	271	24	1404	43
6.5	177	15	37	5	143	16	1193	37
7.5	180	14	41	5	142	15	2131	64
8.5	258	19	50	3	206	19	3109	94
9.5	298	21	53	5	249	22	1231	38
10.5	182	16	62	6	125	17	446	15
11.5	150	11	57	4	96	11	321	10
12.5	167	14	60	0	107	14	209	7
13.5	155	13	58	6	101	14	81	4
14.5	48	6	33	1	17	6	4	2
15.5	82	8	49	2	34	8	22	2
16.5	92	9	52	4	43	10	3	2
17.5	56	6	35	2	23	7	1	2
18.5	65	5	57	1	8	5	2	1
19.5	107	10	67	5	43	12	3	2

Table 2 Core Skreia

Depth cm	acc dry mass g cm-3	Age y	error age y	Date y	acc rate (kg m-2 y-1)	error rate (kg m-2 y-1)
0				2006		
0.5	0.04	1	1	2005	0.7	0.1
1.5	0.12	2	1	2004	0.4	0.0
2.5	0.21	5	1	2001	0.4	0.0
3.5	0.38	7	1	1999	0.7	0.1
4.5	0.58	9	1	1997	1.1	0.1
5.5	0.74	11	1	1995	0.7	0.1
6.5	0.93	14	1	1992	0.7	0.1
7.5	1.18	17	1	1989	0.9	0.1
8.5	1.38	20	1	1986	0.7	0.1
9.5	1.50	24	2	1982	0.3	0.0
10.5	1.63	28	2	1978	0.3	0.0
11.5	1.81	32	2	1974	0.5	0.1
12.5	1.99	36	2	1970	0.5	0.1
13.5	2.19	41	3	1965	0.4	0.1
14.5	2.72	51	3	1955	0.5	0.2
15.5	3.31	57	4	1949	1.0	0.3
16.5	3.68	64	4	1942	0.5	0.1
17.5	4.30	76	6	1930	0.5	0.2
18.5	4.94	85	6	1921	0.7	0.5
19.5	5.34	97	8	1909	0.3	0.1

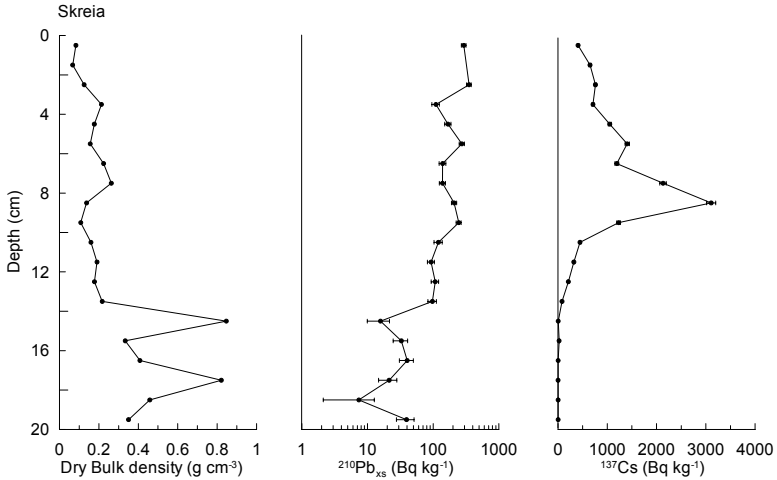


Fig 1

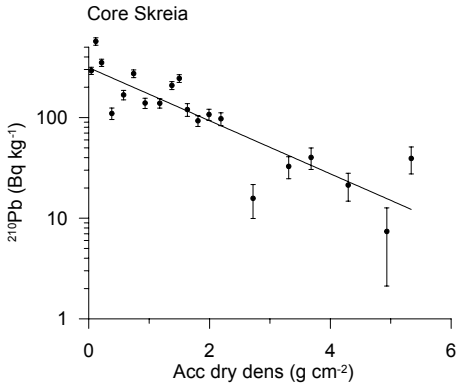


Fig 2

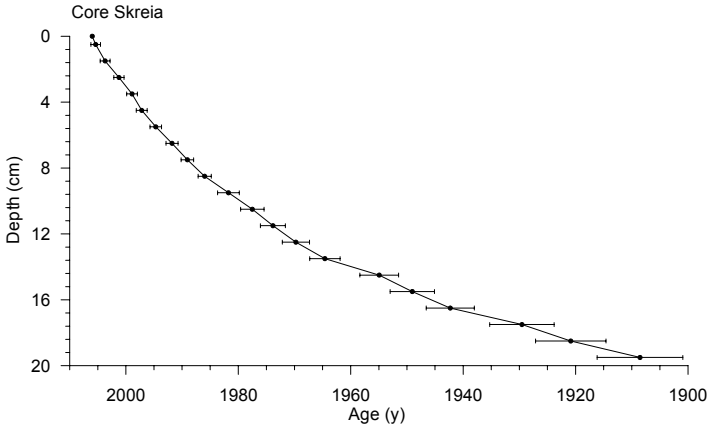


Fig 3

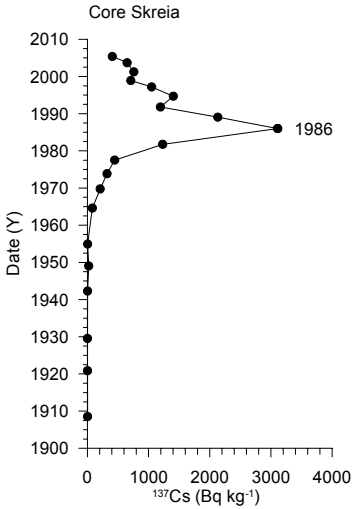


Fig 4

Gamma Dating Center Copenhagen

Copenhagen, 30 October 2006

Thorbjørn J. Andersen
Institute of Geography
University of Copenhagen
Oester Voldgade 10
1350 Copenhagen K
e-mail tja@geogr.ku.dk
phone +45 35 32 25 03
fax +45 35 32 25 01

Dating of core Ham

Dating of core Ham

Methods

The samples have been analysed for the activity of ^{210}Pb, ^{226}Ra and ^{137}Cs via gammaspectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-detector. ^{210}Pb was measured via its gamma-peak at 46,5 keV, ^{226}Ra via the granddaughter ^{214}Pb (peaks at 295 and 352 keV) and ^{137}Cs via its peak at 661 keV.

Results

The core showed a surface content of unsupported ^{210}Pb of 290 Bq kg^{-1} which decreases exponentially down to a depth of approximately 4 cm where the content was at the same level as the detection limit in these sediments. The fluctuating dry bulk density down the core indicates that there is some textural variation in the core; probably coarsening downwards. The calculated flux of unsupported ^{210}Pb is very low, only 19 Bq m^{-2} y^{-1}. This is only about 25% of the estimated local atmospheric supply and shows that the site receives very little sediment and that it may even be subject to erosion. There content of ^{137}Cs was high in the top of the core but decreased rapidly downcore.

CRS-modelling (Appleby, 2001) has been applied on the upper 3.75 cm of the profile using a modified CRS-method where the inventory below 3.75 cm is calculated on the basis of the regression shown in fig 2. The result is given in table 2.

The low flux of unsupported ^{210}Pb and the similarity between the profiles of ^{210}Pb and ^{137}Cs indicates that the site may be erosive and that the distribution of the radionuclides possible is due to downward mixing of the isotopes. Consequently, the dating can only be regarded as indicative and the ages given in table 2 are minimum ages.

30 October 2006

Thorbjørn J Andersen

Reference:
Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Table 1. Core Ham

Depth	Pb-210tot	error Pb-210 tot	Pb-210 supupp 210Pb	error pb-210 sup	Pb-210 unsup	error pb-210 unsup	Cs-137	error Cs-137
cm	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1
0.25	376	33	92	19	284	38	842	14
0.75	235	45	97	20	139	49	382	12
1.25	251	26	109	7	143	27	178	7
1.75	192	36	114	17	78	39	122	9
2.25	134	26	95	30	39	39	69	6
2.75	145	19	92	2	54	19	36	4
3.25	118	17	86	2	32	17	12	3
3.75	97	14	86	2	10	15	4	3
4.25	104	17	99	9	5	20	3	3
4.75	121	22	94	1	26	22	2	4
5.5	115	12	86	3	29	13	4	2
6.5	99	14	93	10	7	17	4	3
7.5	106	15	86	4	20	15	3	2
8.5	124	13	97	7	27	15	0	0
9.5	122	15	95	11	27	19	6	3

Table 2, Core Ham

Depth cm	acc dry mass g cm-3	Age y	error age y	Date y	acc rate (kg m-2 y-1)	error rate (kg m-2 y-1)
0				2005		
0.25	0.03	5	4	2000	0.06	0.01
0.75	0.09	15	5	1990	0.06	0.02
1.25	0.15	23	6	1982	0.07	0.02
1.75	0.21	31	8	1974	0.07	0.04
2.25	0.29	38	9	1967	0.11	0.10
2.75	0.40	49	10	1956	0.10	0.04
3.25	0.54	69	17	1936	0.07	0.05
3.75	0.74	100	34	1905	0.06	0.07

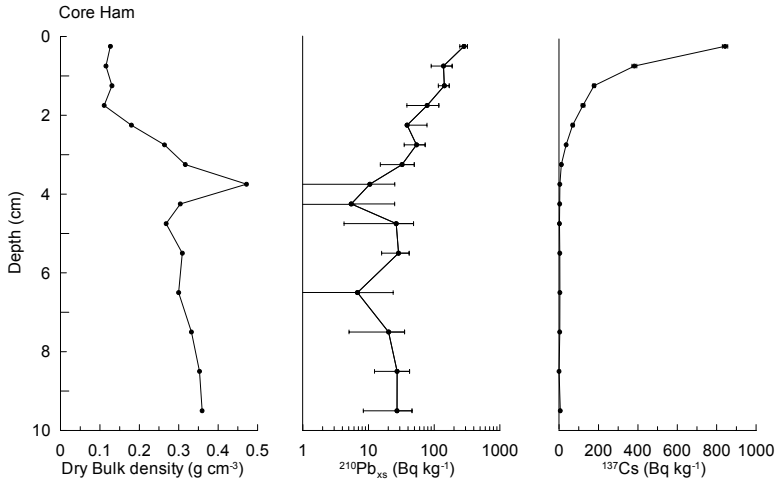


Fig 1

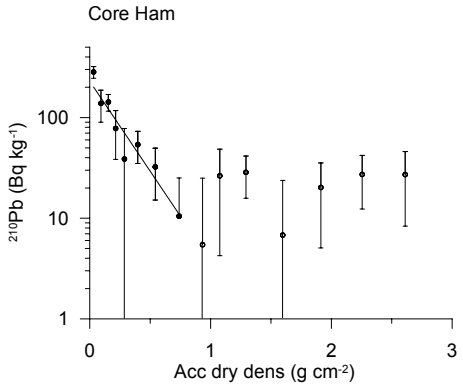


Fig 2

Gamma Dating Center Copenhagen

Copenhagen, 30 October 2006

Thorbjørn J. Andersen
Institute of Geography
University of Copenhagen
Oester Voldgade 10
1350 Copenhagen K
e-mail tja@geogr.ku.dk
phone +45 35 32 25 03
fax +45 35 32 25 01

Dating of core Gjøvik

Dating of core Gjøvik

Methods

The samples have been analysed for the activity of ^{210}Pb, ^{226}Ra and ^{137}Cs via gammaspectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-detector. ^{210}Pb was measured via its gamma-peak at 46,5 keV, ^{226}Ra via the granddaughter ^{214}Pb (peaks at 295 and 352 keV) and ^{137}Cs via its peak at 661 keV.

Results

The core showed a general decrease of the content of unsupported ^{210}Pb down the core but with irregularities in the profile. The irregularities may be caused by differences in sediment texture as indicated by the irregular profile of dry bulk density. The calculated flux is 155 Bq m^{-2} y^{-1} which is about 2 times larger than the estimated local atmospheric supply.

A marked peak in the content of ^{137}Cs was observed at a depth of 7 cm. This peak is without doubt due to the Chernobyl-accident in 1986.

CRS-modelling (Appleby, 2001) has been applied on the profile using a modified CRS-method where the lower level of peak-activity of ^{137}Cs is ascribed to 1986 and the inventory below 20 cm is calculated on the basis of the regression shown in fig 2. The result is given in table 2 and fig 3 and 4. The dating is considered to be accurate down to 7 cm depth whereas the dates below this level are less precise due to the irregular ^{210}Pb-profile in that part of the core.

30 October 2006

Thorbjørn J Andersen

Reference:
Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Table 1. Core Gjøvik

Depth	Pb-210tot	error Pb-210 tot	Pb-210 supupp 210Pb	error pb-210 sup	Pb-210 unsup	error pb-210 unsup	Cs-137	error Cs-137
cm	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1
0.5	245	21	45	1	200	22	487	26
1.5	434	35	43	43	391	35	799	41
2.5	306	25	42	42	264	25	1399	71
3.5	144	14	54	52	92	14	1182	60
4.5	103	10	44	43	60	11	1005	51
5.5	43	5	24	24	19	5	614	32
6.5	153	23	51	51	101	23	3846	197
7.5	199	33	35	22	177	38	2621	137
8.5	154	14	47	45	109	14	331	18
9.5	96	10	47	43	54	11	186	10
10.5	140	13	34	38	102	14	198	11
11.5	114	11	47	45	69	11	198	11
12.5	79	8	41	39	40	9	124	7
13.5	107	10	33	35	73	11	213	11
14.5	146	12	46	46	100	12	103	6
15.5	145	13	43	44	101	13	47	4
16.5	84	9	45	45	39	9	14	2
17.5	110	9	46	47	63	9	7	1
18.5	101	10	48	52	49	12	4	2
19.5	89	8	47	48	42	8	0	0

Table 2, Core Gjøvik

Depth	acc dry mass	Age	error age	Date	acc rate	error rate
cm	g cm-3	y	y	y	(kg m-2 y-1)	(kg m-2 y-1)
0				2006		
0.5	0.04	1	1	2005	0.76	0.09
1.5	0.12	3	1	2003	0.49	0.05
2.5	0.21	7	2	1999	0.40	0.04
3.5	0.38	10	2	1996	0.66	0.11
4.5	0.58	12	2	1994	1.44	0.26
5.5	0.74	14	2	1992	2.64	0.74
6.5	0.93	16	2	1990	1.62	0.37
7.5	1.18	20	2	1986	0.63	0.13
8.5	1.38	22	1	1984	1.02	0.14
9.5	1.50	23	1	1983	1.71	0.35
10.5	1.63	25	1	1981	1.71	0.23
11.5	1.81	27	1	1979	1.48	0.23
12.5	1.99	28	1	1978	2.20	0.47
13.5	2.19	30	1	1976	2.02	0.29
14.5	2.72	32	1	1974	1.24	0.14
15.5	3.31	35	1	1971	0.98	0.13
16.5	3.68	39	1	1967	1.27	0.27
17.5	4.30	41	1	1965	1.58	0.23
18.5	4.94	44	1	1962	1.33	0.31
19.5	5.34	47	1	1959	1.52	0.02

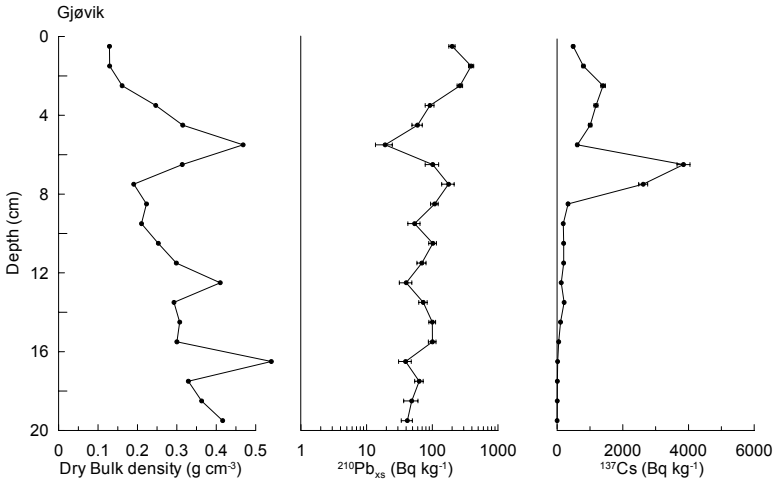


Fig 1

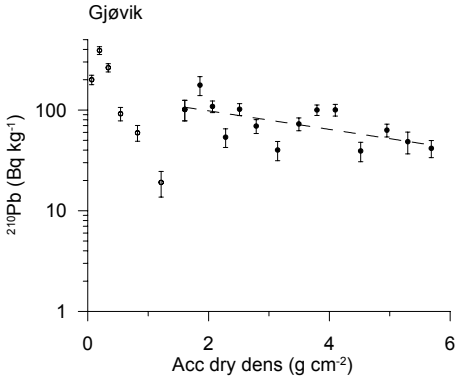


Fig 2

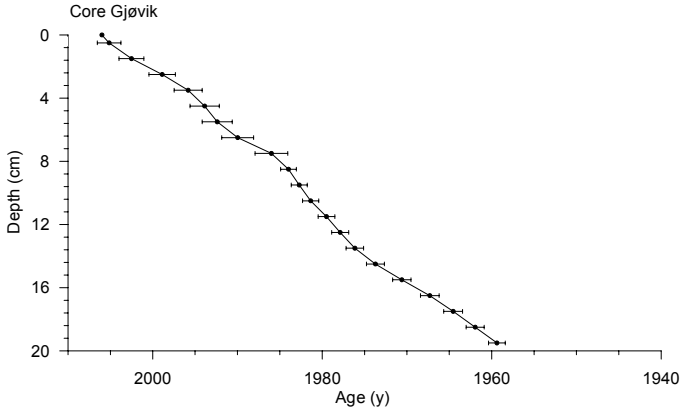


Fig 3

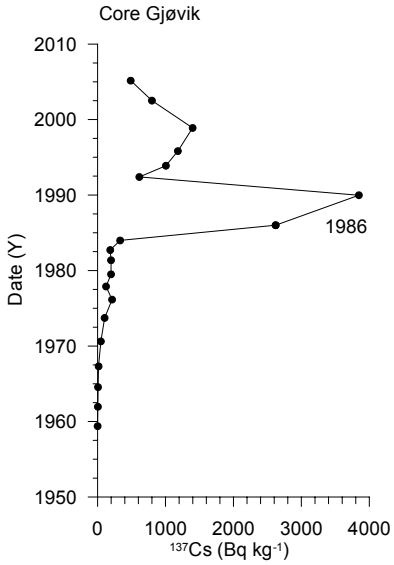


Fig 4

Gamma Dating Center Copenhagen

Copenhagen, 30 October 2006

Thorbjørn J. Andersen
Institute of Geography
University of Copenhagen
Oester Voldgade 10
1350 Copenhagen K
e-mail tja@geogr.ku.dk
phone +45 35 32 25 03
fax +45 35 32 25 01

Dating of core Fur

Dating of core Fur

Methods
The samples have been analysed for the activity of ^{210}Pb, ^{226}Ra and ^{137}Cs via gammaspectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-welldetector. ^{210}Pb was measured via its gamma-peak at 46,5 keV, ^{226}Ra via the granddaughter ^{214}Pb (peaks at 295 and 352 keV) and ^{137}Cs via its peak at 661 keV.

Results
The core showed a general decrease of the content of unsupported ^{210}Pb down the core but with irregularities in the profile. The irregularities may be caused by differences in sediment texture as indicated by the irregular profile of dry bulk density. The calculated flux is 59 Bq m^{-2} y^{-1} which is slightly lower than the estimated local atmospheric supply.

A marked peak in the content of ^{137}Cs was observed at a depth of 3.5 cm. This peak is without doubt due to the Chernobyl-accident in 1986.

CRS-modelling (Appleby, 2001) has been applied on the profile using a modified CRS-method where the lower level of peak-activity of ^{137}Cs is ascribed to 1986 and the inventory below 10 cm is calculated on the basis of the regression shown in fig 2. The result is given in table 2 and fig 3 and 4. The dating is considered to be reasonably accurate due to the regular profile of unsupported ^{210}Pb.

30 October 2006

Thorbjørn J Andersen

Reference:
Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Table 1. Core Fur

Depth	Pb-210tot	error Pb-210 tot	Pb-210 supupp 210Pb	error pb-210 sup	Pb-210 unsup	error pb-210 unsup	Cs-137	error Cs-137
cm	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1
0.25	271	22	54	7	222	23	423	15
0.75	244	16	39	1	205	16	450	14
1.25	223	17	44	0	179	17	506	16
1.75	199	16	42	1	159	16	580	18
2.25	155	13	49	4	103	14	723	23
2.75	166	14	48	3	115	15	860	27
3.25	160	14	52	2	109	14	1411	43
3.75	163	16	51	1	113	16	1251	39
4.25	132	12	50	1	81	12	737	23
5.5	127	12	50	2	78	12	388	12
6.5	106	10	39	3	65	11	197	7
7.5	100	10	48	4	49	11	192	7
8.5	97	9	47	2	51	9	146	5
9.5	94	9	44	3	48	9	82	3

Table 2, Core Fur

Depth cm	acc dry mass g cm-3	Age y	error age y	Date y	acc rate (kg m-2 y-1)	error rate (kg m-2 y-1)
0				2005		
0.25	0.02	1	1	2004	0.26	0.03
0.75	0.07	3	1	2002	0.26	0.02
1.25	0.13	5	1	2000	0.27	0.03
1.75	0.21	8	1	1997	0.29	0.03
2.25	0.29	10	1	1995	0.34	0.05
2.75	0.39	13	2	1992	0.38	0.05
3.25	0.50	16	2	1989	0.34	0.05
3.75	0.60	19	2	1986	0.31	0.04
4.25	0.69	21	2	1984	0.39	0.06
5.5	0.97	29	2	1978	0.46	0.08
6.5	1.19	32	2	1973	0.50	0.11
7.5	1.41	36	2	1969	0.49	0.09
8.5	1.64	42	2	1963	0.42	0.08
9.5	1.90	48	2	1957	0.41	0.02

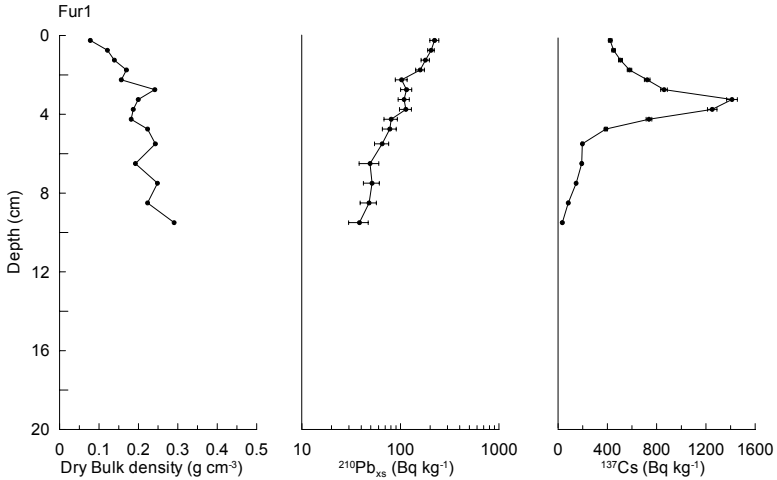


Fig 1

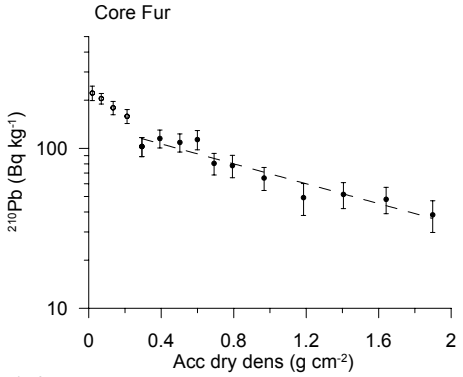


Fig 2

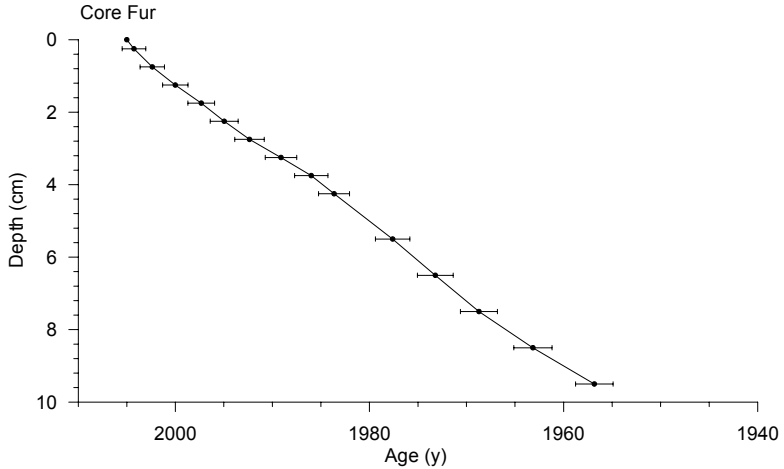

Core Fur
Depth (cm)
0
2
4
6
8
10
2000
1980
1960
1940
Age (y)

Fig 3

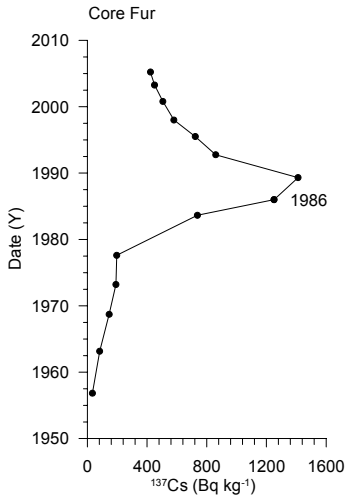

Core Fur
Date (Y)
2010
2000
1990
1980
1970
1960
1950
1986
0
400
800
1200
1600
137Cs (Bq kg-1)

Fig 4

ISBN 82-577-5044-1

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

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

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

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

Bestilling:
http://www.sft.no/skjema.html

Norsk institutt for luftforskning

Postboks 100
2027 Kjeller

Telefon: 63 89 80 00
Telefax: 63 89 80 50
www.nilu.no

Norsk institutt for vannforskning
Gateadresse:
Gaustadalléen 21
NO-0349 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefaks: 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Statlig program for forurensningsovervåkning

Miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, 2005–2006. 972/2004 (TA-2210/2006)

Design/ illustrasjon: Enzo Finger Design. Foto: NPS Billedbyrå ⓚ Trykk: www.kursiv.no Opplag: 40