

PCB-konsentrasjoner
i sedimenter fra NSBs
båthavn i Åkersvika og fra
Mjøsa utenfor Esperen

Rapport fra undersøkelsen i 1999



*NSBs jernbaneverksted og båthavn i Hamar.
Foto: Fjellanger Widerøe.*

Hovedkontor

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

Berlandsavdelingen

Telleveien 3
4870 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottostad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 60 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-nive

8296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSB's båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Esperen Rapport fra undersøkelsen i 1999	Lepernr. (for bestilling) 4167-2000	Dato mai 2000
	Prosjektnr. Undernr. O-99032	Sider Pris
Forfatter(e) Gøsta Kjellberg og Jari Eivind Løvik	Fagområde miljøgifter	Distribusjon fri
	Geografisk område Hedmark	Trykker NIVA

Oppdragsgiver(e) Norges Statsbaner, teknisk sektor	Oppdragsreferanse Thore Nilsen
---	-----------------------------------

Sammenfatning

Vi har undersøkt konsentrasjoner av PCB i toppsedimentet (0-2 cm) fra 30 lokaliteter i Mjøsa nær Hamar. Dette arbeidet ble startet opp etter initiativ fra NSB, teknisk sektor. Årsaken var at en undersøkelse fra 1990 pekte ut NSB's verkstedsområde på Hamar som mulig kilde for PCB forurensning av Mjøsa. Undersøkelsene i 1999 viste det samme mønsteret som i 1990 med de høyeste konsentrasjonene i Båthavnsvika hvor drenerørret fra verkstedsområdet tidligere munnet ut. I 1990 ble det målt konsentrasjoner på opp til 326 µg PCB/kg tørrvekt i dette området. Dette er den høyeste verdien som er målt i ferskvannsedimenter i Norge. I perioden frem til 1999 hadde imidlertid konsentrasjonene sunket, og den høyeste verdien som ble målt var 121 µg PCB/kg tørrvekt. Det er rimelig å anta at denne forurensningen skyldes spill av PCB holdig olje i forbindelse med vedlikehold av lokomotiver i perioden 1960 til 1980. I det strandnære området av Mjøsa utenfor Esperen ble det også målt en moderat forurensning av PCB (6,6-12,7 µg PCB/kg tørrvekt), selv om verdiene var betydelig lavere enn i Båthavnsvika. Forøvrig var konsentrasjonene på de andre stasjonene i Mjøsa og i Åkersvika lave (0,2-6,6 µg PCB/kg tørrvekt). Dette er verdier nær de en kan forvente å finne i sedimenter fra innsjøer der atmosfæriske avsetninger er eneste kilde. Vi anbefaler at 285 m³ sediment fra den mest forurensede delen av Båthavnsvika fjernes ved lavvannsstand etter retningslinjer omtalt i rapporten. Massene må deponeres på forsvarlig sted på land og behandles i henhold til forskrifter om spesialavfall inntil en eventuell destruering kan finne sted.

Fire norske emneord 1. PCB-konsentrasjoner 2. Sedimenter 3. Mjøsa 4. Tiltaksplan	Fire engelske emneord 1. PCB-concentrations 2. Sediments 3. Lake Mjøsa 4. Restoration plan
--	--


Prosjektleder


Forskningsleder
ISBN 82-577-3782-8


Forskningssjef

**PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSB's
båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Esperen**

Rapport fra undersøkelsen i 1999

Forord

Denne rapporten omhandler PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra Åkersvika og i Mjøsa utenfor Norges Statsbaners (NSB's) jernbaneverksted på Hamar. Sedimentene ble analysert med hensyn på 10 PCB-forbindelser inklusive "seven dutch" (PCB₇). I perioden 1960 til 1980 benyttet NSB olje som inneholdt PCB i diesel- og el-lokomotivenes transformatorer og hydrauliske koblinger. Reparasjoner og vedlikeholdsarbeider har ført til spill av olje som via en avløpsledning har blitt ført ut i en liten vik av Åkersvika Naturreservat mellom Jernbanebrua og Stangebrua. Rapporten inneholder også beregninger av PCB mengder, vurdering av miljørisiko og anbefaling om tiltak.

Prosjektet er administrert og finansiert av NSB, Teknisk sektor. Thore Nilsen har vært prosjektansvarlig i NSB og Gösta Kjellberg i NIVA. Sistnevnte har sammen med Jarl Eivind Løvik utført feltarbeidet og skrevet rapporten. PCB analysene er utført av Unilab Analyse A.S. i Tromsø. Prosjektleder vil takke alle som har deltatt for et godt samarbeid.

Ottestad, april 2000.

Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. INNLEDNING	8
1.1. Bakgrunn	8
1.2. Målsetting for prosjektet	9
1.3. Generelt om miljøgifter	10
1.4. Spesielt om PCB	10
1.5. Tidligere undersøkelser av PCB i norske innsjøsedimenter	11
2. Materiale og metoder	14
2.1.1. Stasjonsnett og beskrivelse av sedimentene	14
2.1.2. Analyser	15
2.1.3. Vurderingsnormer	16
3. Resultater og Vurderinger	18
3.1. Forurensnings situasjonen i de ulike hovedområder	18
3.2. Konklusjon	23
4. Miljørisikoanalyse	25
4.1. Dagens situasjon	25
4.2. Fremtidsutsikter	25
4.3. Tilråding	25
5. Forslag til tiltak	26
6. Litteraturliste	27
7. Vedlegg.	30
Vedlegg A. Nøyaktighet og presisjon av PCB-analyser.	31
Vedlegg B. Primærdata.	33
Vedlegg B.	35
Vedlegg C. Oljeforurensning i Båthavnsvika.	35
Vedlegg D. Generelt om miljøgifter.	37

Sammendrag

I begynnelsen av 1990-åra gjorde NIVA en undersøkelse av PCB og metaller i sedimenter samt forekomst av bunndyr i Åkersvika Naturreservat (Kjellberg 1991, 1992). PCB ble registrert i samtlige av de undersøkte sedimentprøvene, i fjærmygglarver og i dammuslinger fra ulike deler av reservatet. De høyeste konsentrasjonene i sedimentet ble registrert i Mjøsa like utenfor industriområdet på Esperen og spesielt inne i småbåthavna til NSB (Båthavnsvika). Forurensningsgraden i disse to områdene ble betegnet som stor og betydelig høyere enn ved de andre lokalitetene. I den innerste delen av Båthavnsvikas ble sedimentene karakteriserte som sterkt til meget sterkt forurenset av PCB, og deler av bunnområdet var også i betydelig grad forurenset av smørefett, smøreolje og dieselolje.

Kildene til PCB-utslippene i Båthavnsvika og Esperen er ikke klarlagt, men det er rimelig å anta at dette kan skyldes utslipp fra NSB's verkstedsområde. Årsaken er at PCB-holdig olje ble benyttet i diesel- og el-lokomotivenes transformatorer og hydrauliske koblinger i perioden 1960 til 1980. NSB anslår at forbruket i denne perioden kan ha vært ca. 2-3000 liter PCB-holdig olje bare ved jernbaneverkstedet i Hamar. Det meste av dette ble brukt i transformatorer. Det er anslått et totalt spill på ca. 100 liter, som i hovedsak skyldtes lekkasjer ved de rutinemessige oljeskiftene på transformatorer, samt ved oljeskiftene og etterfyllingene i hydrauliske koblinger. NSB tok ikke inn mer PCB-holdig olje etter 1979, og fra og med 1985 var all PCB-holdig olje skiftet ut i alt materiell. I lys av det ovennevnte har NSB bedt NIVA om en detaljert undersøkelse for å fastslå hvor stort område i Mjøsa som er betydelig forurenset av PCB utenfor verkstedsområdet.

Målsetningen med prosjektet har vært å måle konsentrasjoner av PCB i sedimenter fra Åkersvika og i den delen av Mjøsa som ligger utenfor Esperen. Hensikten var å klarlegge omfanget av PCB forurensningene i dette området. Det var derfor nødvendig med en mer omfattende undersøkelse enn den som ble gjort i 1990. Undersøkelsen skulle ende opp i en miljørisikovurdering der vi skulle ta stilling til om de mest PCB belastede sedimentene burde fjernes.

Undersøkelsen ble gjennomført i april i 1999 og den viste at:

- Det øverste sedimentlaget i den undersøkte delen av Mjøsa og Åkersvika var forurenset av PCB.
- Konsentrasjonene i sedimentene kan generelt betegnes som lave til middels høye med verdier i området 0,2-121 µg PCB₇/kg tørrvekt.
- Med unntak av sedimentene inne i selve Båthavnsvika så var PCB konsentrasjonene (6-8 µg PCB₇/kg) lave, med nivåer som ofte observeres i sedimenter hvor glødetapet er ca 10 % og atmosfæriske avsetninger av PCB er eneste kilde. Forurensningsgraden kan generelt betegnes som liten unntatt for sedimentene like ved industriområdet på Esperen og i selve Båthavnsvika. Sedimentene i området ved Esperen kan karakteriseres som moderat forurenset av PCB.
- Sedimentene inne i Båthavnsvika hadde klart forhøyede konsentrasjoner av PCB-forbindelser (16-121 µg PCB₇/kg) og betydelig høyere (ca. 10 ganger) enn de som observeres i sedimenter fra innsjøer som bare mottar atmosfæriske avsetninger av PCB. Forurensningsgraden kan karakteriseres som moderat til sterk.
- De høyeste konsentrasjonene ble registrert like ved det gamle avløpsrøret som tidligere drenerte Jernbaneverkstedet og som tidligere også ble benyttet som kloakkrør for verkstedsbygget og administrasjonsbygget. I dette området var sedimentene også betydelig forurenset av oljeforbindelser som smørefett, smøreolje og dieselolje.
- Fordelingen av ulike PCB-forbindelser og spesielt forholdet mellom klorbifenylylene CB118 og CB153 indikerer at det meste av PCB-forurensningen er av "eldre" årgang.
- Denne "eldre" PCB-forurensningen i Båthavnsvika stammer høyst sannsynlig fra utslipp fra NSB's Jernbaneverksted.
- Det har skjedd en klar reduksjon av PCB-konsentrasjonen i det undersøkte området i løpet perioden 1990-99. Verdiene er redusert med 50-98% ved de enkelte lokalitetene jevnført med

konsentrasjonene som ble målt i 1990. Vi forutsetter da at forskjellene ikke skyldes analysetekniske forhold. Reduksjonen i konsentrasjonene var minst for sedimentene i Båthavnsvika og størst i sedimentene inne i selve Åkersvika.

På bakgrunn av en miljørisikoanalyse foreslår vi følgende:

De mest PCB-forurensede sedimentene i Båthavnsvika fjernes, deponeres på land og behandles i henhold til foreliggende forskrifter om spesialavfall. Det er videre ønskelig at PCB-forbindelsene i dette deponiet brytes ned hvis dette er teknisk mulig. Det forholdet at PCB-forbindelsene er sterkt bundet til oljeforbindelser gjør at arbeidet kan bli lettere og risikoen bli mindre for at PCB-forbindelser virvles opp og lekker ut fra området når sedimentene fjernes. NIVA har også tidligere anbefalt å fjerne oljeforbindelsene i dette området (Kjellberg 1991).

Vi har følgende forslag til tiltak:

1. Den øverste delen av sedimentet (20 cm) i et 1425 m² stort område i den indre delen av Båthavnsvika bør fjernes. Det er dette området som er mest forurensert av olje og PCB. Dette tilsvarer en sedimentmasse på ca. 313 tonn våtvekt. Arbeidet må utføres ved lavvannstand og av særlig kvalifisert entreprenør. En bør vurdere om det skal benyttes barkmel eller lignende som absorpsjonsmiddel med tanke på oljeinnholdet. Ved å følge med når arbeidet utføres, vil det være mulig se om det i enkelte områder kan være behov for ytterligere uttak av sedimenter. Det er derfor ønskelig at en representant fra miljøforvaltningen (f.eks. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen) og en fra NIVA er tilstede når arbeidet pågår. Det gamle dreneringsrøret som ligger langs jernbanesiden av vika bør fjernes. Det inneholder høyst sannsynlig PCB og olje. Det er viktig at utsig av sediment fra området til selve Åkersvika og Mjøsa begrenses mest mulig under arbeidet. Vi vil understreke at oppvirvling av sedimenter kan skape nye forurensningsproblemer andre steder i Mjøsa. Det kan derfor være hensiktsmessig å etablere en sperredam eller sperreduk under arbeidet for å begrense spredningen.
2. Året etter at massene er blitt fjernet bør det gjøres en etterkontroll. Analyser av sedimentprøver i Båthavnsvika og i omkringliggende områder i Åkersvika og Mjøsa vil klarlegg effekten av tiltaket. Analyser av dammuslinger vil kunne gi informasjon om tiltaket har ført til mobilisering av PCB med økte konsentrasjoner i biota som resultat.

Summary

Title: PCB concentration in sediments from Lake Mjøsa, close to the city of Hamar

Year: 2000

Author: Gøsta Kjellberg and Jarl Eivind Løvik

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3782-8

We have analyzed PCB concentrations in surface sediments (0-2 cm) from 30 stations in Lake Mjøsa close to the city of Hamar. This survey was financed and initiated by the Norwegian National Railways (NSB). The objectives of the study were to do a detailed research on the spatial distribution of PCB concentrations in sediments of Båthavnsvika, a bay of lake Mjøsa, and suggest what to do with the most contaminated sediments. In a survey carried out 9 years ago high concentrations of PCB were observed in some sediment samples, and oilspill (containing PCB) connected to the work done on locomotives from 1960 to 1980 was suspected as an important source. The results from the survey in 1999 confirmed the spatial distribution observed in 1990. However, the concentrations in the most contaminated spots had decreased from 326 $\mu\text{g PCB}_7/\text{kg}$ dry weight to 121 $\mu\text{g PCB}_7/\text{kg}$ dry weight during these 9 years. In the near shore parts of lake Mjøsa outside the Esperen industrial area the sediments were moderately contaminated (6,6-12,7 $\mu\text{g PCB}_7/\text{kg}$ dry weight), although the values were considerably lower than in the most contaminated parts of Båthavnsvika. In the other investigated parts of lake Mjøsa the concentrations were close to values usually observed in sediments from lakes where atmospheric depositions is the only PCB source. We suggest to remove 285 m^3 of the most contaminated sediments and deposit them in a suitable place on land. The removed PCB should later be destructed if possible.

1. INNLEDNING

1.1. Bakgrunn

NIVA har tidligere undersøkt konsentrasjoner av miljøgifter i sedimenter og bunndyr i Åkersvika Naturreservat (Kjellberg 1991 og 1992). Disse undersøkelsene ble utført på oppdrag av Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen og Hamar kommune, teknisk etat. Det ble registrert PCB i samtlige av de undersøkte sedimentprøvene og i prøvene av fjærmygglarver (*Chironomus*-larver) som den gangen var en viktig matkilde for fisk og fugl. De høyeste konsentrasjonene ble registrert i sedimentet mellom Jernbanebrua og Stangebrua, hvor NSB har sin småbåthavn, og i sediment i Mjøsa like utenfor industriområdet på Esperen (se Fig. 3 i kap. 2). Disse områdene kalles heretter Båthavnsvika og Esperen. I disse to områdene ble forurensningsgraden i sedimentene betegnet som stor. I Båthavnsvika var konsentrasjonene lokalt meget høye med konsentrasjoner av sum "seven dutch" i området 300 µg PCB₇/kg tørrvekt. Med en omregningsfaktor på ca. 3 tilsvarende dette konsentrasjoner av sum PCB opp mot 1000 µg tot PCB/kg tørrvekt. Sedimentene ble karakterisert som sterkt til meget sterkt forurenset. I Norge er dette fortsatt det innsjøsedimentet hvor det er målt høyest konsentrasjon av PCB (Rognerud et al. 1997).

I Båthavnsvika var deler av bunnområdet også i betydelig grad forurenset med oljeforbindelser. Det var to ulike oljeforbindelser som dominerte. En lettløselig fraksjon som i hovedsak bestod av dieselolje samt en tykkere og mer resistent type som nærmest kunne karakteriseres som smøreolje med innslag av fett. Smøreoljen og fettene er relativt stabilt og i liten grad mobilt, mens dieseloljen raskt flyter opp fra sedimentene og til dels blandes ut i vannet når de forstyrres (T. Bakke, NIVA pers. medd.). Det er vanlig at PCB-forbindelsene er relativt sterkt bundet til oljeforbindelser i PCB-forurensete innsjøsedimenter hvor kildene har vært industriaktivitet (Zwiernik et al. 1999, Bedard and Quensen 1995 og Torgeir Bakke, NIVA pers. medd.).

Sedimentene langs kanten av jernbanefyllingen var mest påvirket av oljeforbindelser (se figur A i vedlegg C bak i rapporten). I det øvre sedimentlaget ble det i dette området registrert opptil 2,4g olje/kg tørrvekt. Sedimenter vurderes oftest som sterkt forurenset når de inneholder oljekonsentrasjoner opp over 10g/kg tørrstoff (Melnikov og Vlasov 1994). Langs kanten av jernbanevallen ligger et betongrør som frem til 1994 drenerte NSB's verkstedsområde inklusive lokomotivstall, vaskehall, dieseltanker og kontorbygg. I 1994 ble det lagt et avskjærende rørsystem og samtidig foretatt miljøsanering som bl.a. innebar fjerning av sterkt oljeforurensete jordmasser. Likevel kommer det fortsatt ut oljeforbindelser via det gamle rørsystemet. Utlekkingen av olje er særlig synlig der røret har bruddskader.

NIVA anbefalte å fjerne de mest oljebelastede sedimentene allerede i 1991 (Kjellberg 1991). Videre ble det også anbefalt å rehabilitere ledningssystemet inne på NSB's verkstedsområde. Årsaken til dette var at mengden av oljeforbindelser var så stor at den kunne utgjøre en miljøtrussel for reservatet. (Kjellberg 1991).

Undersøkelser av bunndyr i 1991 viste at det generelt sett var normalt med bunndyr i Båthavnsvika og nær de mengdene som ble funnet i resten av Åkersvika. Individantallene varierte i området 800-1600 ind./m² tilsvarende en biomasse på 1,3-3,2 g våtvekt/m². Det var likevel en klar reduksjon i mangfold og biomasse (dvs. et produksjonstap) i de sedimentene som var mest oljebelastede.

Finske undersøkelser har vist at dammusling er godt egnet som bioindikator og biomarkør spesielt for klorerte mikroforurensninger i ferskvann (Heinonen, Poasivirta og Herve 1986, Herve et al. 1988, Herve 1989). I 1992 undersøkte NIVA konsentrasjoner av PCB i dammuslinger i Åkersvika Naturreservat (Kjellberg 1993). Resultatene viste at den sentrale delen av Åkersvika var mer

forurenset av biotilgjengelige PCB-forbindelser enn områdene ved innløpet av Flagstadelva og Svartelva, mellom "Jernbanebrua" og "Stangebrua" og i selve Mjøsa mellom Esperen og Sandvika. Konsentrasjonene varierte i området 236 til 414 µg sum PCB pr. kg fett. Dette ble betegnet som lave konsentrasjoner da de lå godt under det som regnes som generelt nulleffektnivå for biota (Bjørklund, 1992). I fjærmygglarvene ble det målt konsentrasjoner i området 20-60 µg sum PCB/kg våtvekt som også må betegnes som lave verdier. Vi kan nevne at fettvektbaserte konsentrasjoner av PCB i fisk (ørret, abbor, gjedde, lagesild, sik og lake) fra Mjøsa, målt som sum PCB₇, ligger i området 1800-6800 µg PCB₇/kg fett (Fjeld et al. 1999).

Forurensningsgraden av dammuslinger ble vurdert som liten til moderat (Kjellberg 1993). Dette indikerer at PCB-forbindelsene i Båthavnsvika antagelig er sterkt bundet i sedimentet og i liten grad biotilgjengelig. Dette støttes av undersøkelser som har vist at PCB-forbindelser som er adsorbent og kompleksbundet til oljeforbindelser blir lite mobile (Kilidromitou og Bonazountas 1993, Mackay 1982) og lite bioakkumulerbare (Zwiernik et al. 1999). Nedbrytningen, eller avkloreringen, av PCB skjer også mye seinere når PCB er bundet til oljeforbindelser enn når de er bundet til andre organiske forbindelser (Quensen et al. 1998, Mousa et al. 1996). PCB-forbindelsene kan likevel bli mer biotilgjengelige dersom oljeforbindelsene brytes ned over tid. Oljeforbindelser som fett og smøreolje vil imidlertid ha meget lang nedbrytningstid i innsjøsedimenter såfremt ikke sedimentene oppvirvles og tilføres oksygen (Torgeir Bakke, NIVA munt. medd.). Båttrafikken i Båthavnsvika vil derfor antagelig bidra til en økt nedbrytningshastighet for de oljeforbindelsene som finnes der ved at sedimentene kan virvles opp og herved tilføres oksygen.

Kildene til PCB-forurensningen i Båthavnsvika og ved Esperen er ikke klarlagt, men det er rimelig å anta at aktiviteten ved NSB's verkstedsområder kan være en av årsakene. PCB-olje ble i perioden 1960 til og med 1980 benyttet i transformatorene og i hydrauliske koblinger i NSB's diesel- og el-lokomotiver (Thore Nilsen, NSB pers. medd.). NSB anslår at de har brukt ca. 2-3000 liter PCB-holdige oljer ved jernbaneverkstedet i Hamar, hvorav det meste er brukt som transformatorolje. Totalt spill i denne perioden er anslått til ca 100 liter. Årsaken til oljespillet var lekkasjer ved de rutinemessige oljeskiftene på transformatorer og ved oljeskiftene og etterfyll i hydrauliske koblinger. Det er derfor høyst sannsynlig at lekkasjer av særlig transformatorolje fra NSB's verkstedsområde er en av hovedkildene til PCB-forurensningen i det aktuelle området. Etter 1979 ble det ikke kjøpt inn PCB-holdige oljer av NSB, og fra og med 1985 var all PCB-holdig olje utskiftet i alt materiell. PCB etterlater et kjemisk "fingeravtrykk", som er unikt for det enkelte bruksområde, og det er derfor som regel mulig å spore et PCB-utslipp til den rette kilden. Dette ovennevnte var årsaken til at NSB, Teknisk sektor høsten 1998 ba NIVA om å utrede omfanget av PCB-forurensningen i området omkring Båthavnsvika, og gjøre en risikoanalyse med hensyn på miljøeffekter. Videre var det ønskelig at NIVA vurderte nødvendigheten av eventuelle tiltak slik som fjerning av de mest forurensete sedimentene.

1.2. Målsetting for prosjektet

Målsetningen med prosjektet har vært å måle konsentrasjoner av PCB i sedimenter fra Åkersvika og i den delen av Mjøsa som ligger utenfor Esperen. Det er rimelig å anta at NSB's verksted har vært en av hovedkildene. Hensikten var å klarlegge omfanget av PCB-forurensningene fra dette området. Det var derfor nødvendig med en mer omfattende undersøkelse enn den som ble gjort i 1990. Undersøkelsen skulle ende opp i en miljørisikovurdering der vi skulle ta stilling til om de mest PCB-belastede sedimentene burde fjernes.

1.3. Generelt om miljøgifter

Med begrepet "miljøgift" menes: "stoffer som selv i små konsentrasjoner skader naturen, enten ved direkte giftvirkninger, ved oppkonsentrering til skadelige konsentrasjoner i næringskjeden og/eller ved særlig lav nedbrytbarhet" (SFT 1993).

Med giftig menes her både akutte og kroniske giftvirkninger. Med akutte giftvirkninger menes hurtigvirkende og direkte giftvirkning. Med kroniske giftvirkninger menes at stoffer har egenskaper som over tid fremkaller bestandstruende sykdom eller nedsetter livsfunksjoner hos organismer. Blant kroniske virkninger regnes også at stoffer er kreftfremkallende, arvestoffendrende, reproduksjonsskadende eller kan skade fosteret (SFT 1993). Miljøgifter har ofte en tendens til å oppkonsentreres i biota. Den prosessen som fører til at konsentrasjonen blir høyere i organismen enn i det omgivende medium kalles *biokonsentrasjon*, og dersom konsentrasjonen øker med alder eller størrelse brukes *bioakkumulasjon*. Dersom konsentrasjonen i organismene øker suksessivt med høyere trofisk nivå i næringskjeden kalles det *biomagnifisering*. Det motsatte kalles *biominifisering*. PCB er en miljøgift som både bioakkumuleres og biomagnifiseres. Stoffer med lav nedbrytbarhet (persistens) har lang levetid i naturen før de brytes ned til komponenter som vanligvis er mindre skadelig. De fleste organiske mikroforurensningene (som PCB) faller inn under dette begrepet.

Sentral miljøforvaltning har nylig utarbeidet en såkalt OBS-liste over "Helse- og miljøfarlige stoffer man skal være spesielt oppmerksom på" (SFT 2000). Denne listen inkluderer ca. 250 stoffer som det er knyttet potensiell fare til ved bruk. OBS-listen inkluderer også stoffer som det er satt konkrete reduksjonsmål til dvs. de såkalte A og B listene fra Stortingsmelding 58 (1996-97). PCB finnes i liste A som omfatter stoffer der utslipp skal være stanset innen 2005.

Mange av miljøgiftene havner før eller senere i vannmiljøet hvor de generelt ofte har en stor affinitet til partikler. Dette gjør at de synker ut av vannmassene over tid og lagres i sedimentene. Vi kan generelt si at sedimenter i stor grad er både midlertidige oppsamlingsplasser, men også endestasjoner for mange miljøgifter slik som PCB, DDT, dioxiner og kvikksølv. Lekkasje og direkte opptak i næringskjeden av miljøgifter fra forurensede sedimenter er et stort problem som vil ha stor betydning også i framtida (Krantzberg et al. 2000).

Det forholdet at PCB biomagnifiseres, gjør at de høyeste konsentrasjonene observeres i fiskespisende fisk og spesielt i pattedyr og fugl som livnærer seg på fisk eller andre dyr i ferskvannsmiljø (Gilbertson et al. 1991, Bernes 1998). Dyr som står høyt i næringskjeden kan oppkonsentrere betydelige mengder miljøgifter. Som regel finner en 10-100 ganger høyere konsentrasjoner i konsumentene enn i byttedyrene (Bernes 1998). Generelt vil fisk med høgt fettinnhold (f.eks. laks, ørret og ål) ha større sjanse for å oppnå høye konsentrasjoner av fettløselige miljøgifter som PCB enn fisk med lavt fettinnhold (f.eks. gjedde, gjørs og abbor). Selv om PCB ikke forekommer i konsentrasjoner som gir giftvirkninger på bunndyr eller bunndyrlevende fisk, så kan nivåene bli så høye i eldre fiskespisende fisk at det er risiko forbundet med konsum. Det er også rapportert reproduksjonsskader blant fiskespisende toppredatorer som mink og fiskeørn (Krantzberg et al. 2000). For mer informasjon om miljøgifter se vedlegg D bak i rapporten.

1.4. Spesielt om PCB

PCB (polyklorerte bifenyler) er en gruppe industrielt framstilte klorerte hydrokarboner som har en rekke forbindelser (kongenere) som er giftige, tungt nedbrytbare (persistente), biokonsentreres i planter og dyr og biomagnifiseres i næringskjeden. PCB-forbindelsene er bygget opp over et grunnkjelett av bifenyl med ulik grad av klorering (kjemisk substitusjon av hydrogen med klor). Generelt kan en si at dess flere kloratomer som bindes til bifenylen desto mer stabilt eller persistent blir stoffet. Muligheten for bioakkumulering øker også med kloreringsgraden inntil ca. 7-8 kloratomer. Det er spesielt de dioksinlignende og plane PCB-forbindelsene som kan gi kroniske giftvirkninger i

lave konsentrasjoner. Disse har bl.a. blitt satt i forbindelse med reproduksjonsforstyrrelser, atferdsforstyrrelser og nedsettelse av immunforsvar hos fiskespisende fugler og sel. De forbindelsene som oftest foreligger i de høyeste konsentrasjonene i biota, er særlig CB-153, men også CB-180, CB-118 og CB-138 (Naturvårdsverket 1999). Nedbrytningsprodukter (metabolitter) av enkelte PCB-forbindelser kan også bli mer toksiske enn den opprinnelige forbindelsen. Generelt gjelder likevel at når PCB brytes ned og avklores ved kjemiske og biologiske prosesser, så dannes forbindelser med mindre klorinnhold. Disse er generelt mindre giftige, mindre bioakkumulerbare, mer mobile og flyktige. For mer inngående informasjon, se Gilbertson et al. (1991), Knutzen (1995) og Bernes (1998).

Det ble i perioden fra 1929 til 1978 fremstilt PCB som avhengig av produksjonsprosessen hadde ulike andeler av i alt 209 mulige PCB-forbindelser. I alt er det på verdensbasis produsert 1,5-2,0 millioner tonn PCB, og en har anslått at ca. 1/3 av disse for tiden finnes spredt i naturmiljøet (Bernes 1998, Brown et al. 2000). PCB ble i starten ikke betraktet som noen miljøgift. Det var først ved slutten av 1960-årene at en ble klar over at enkelte PCB-forbindelser kunne påvirke naturmiljøet negativt (Jensen et al. 1969, Bernes 1998).

PCB i flytende form (PCB-holdige oljer) har særlig blitt benyttet som isolasjonsmiddel og kjølemiddel i elektronisk utstyr som transformatorer og kondensatorer. Videre har PCB i flytende form vært brukt i hydraulikk- og skjæreeoljer, samt i varmeoverføringssystemer. I ikke flytende form har PCB vært brukt som mykgjørere i plast, lim, fugemasse, maling og i betong (bl.a. husblokker og landbrukssiloer). PCB har også blitt brukt i kopieringspapir (Brown et al. 2000).

Vi må regne med at PCB i lang tid vil tilføres naturen enten ved avdunstning og lekkasjer fra allerede forurenset jordsmonn, sedimenter og deponier. I tillegg vil PCB som i dag er bundet opp i produkter som er benyttet i bygg, veidekke og installasjoner kunne lekke ut når disse rives, eroderes eller fjernes. Nedfall av atmosfærisk forurensninger fra kilder utenfor landets grenser må også regnes som en betydelig kilde til PCB-forurensning i Norge (Rognerud et al. 1997). For tiden er PCB en prioritert miljøgift i sentral miljøforvaltning i Norge.

1.5. Tidligere undersøkelser av PCB i norske innsjøsedimenter

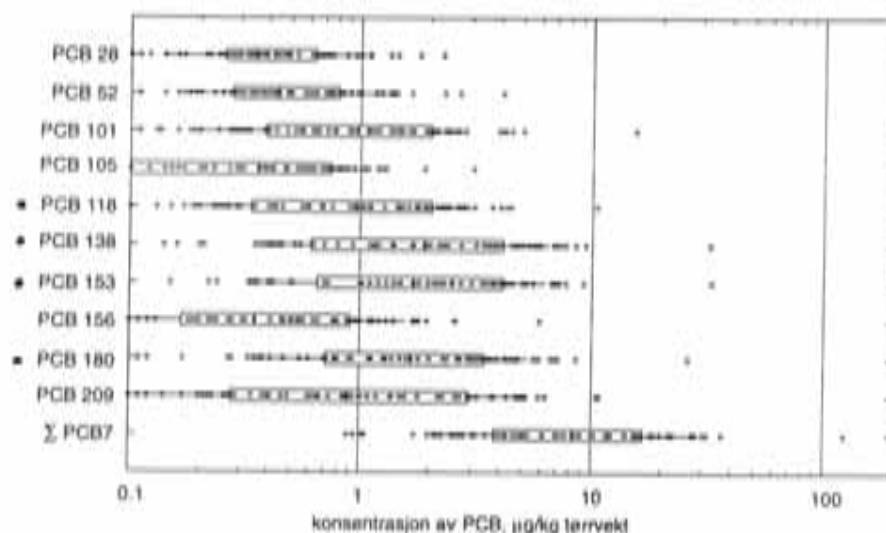
Det ble gjort PCB-analyser av innsjøsedimenter fra Mjøsa i 1990 (Kjellberg 1991). Dette er blant de førtst undersøkelser av PCB i innsjøsedimenter i Norge. Rognerud et al. (1997) har sammenstilt resultater fra andre undersøkelser (Tabell 1). Videre foreligger også data fra Frøylandsvatnet i Rogaland og fra stilleflytende partier og loner i Loeselva i Buskerud (Lingsten 1991 og 1992). I Frøylandsvatnet ble det målt konsentrasjoner i området $10-236 \mu\text{g}$ sum PCB/kg tørrvekt og i Loeselva i området $20-750 \mu\text{g}$ sum PCB/kg tørrvekt.

Tabell 1. Undersøkelser av konsentrasjoner av PCB ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i overflatesedimenter fra norske innsjøer i perioden 1990 til 1995.

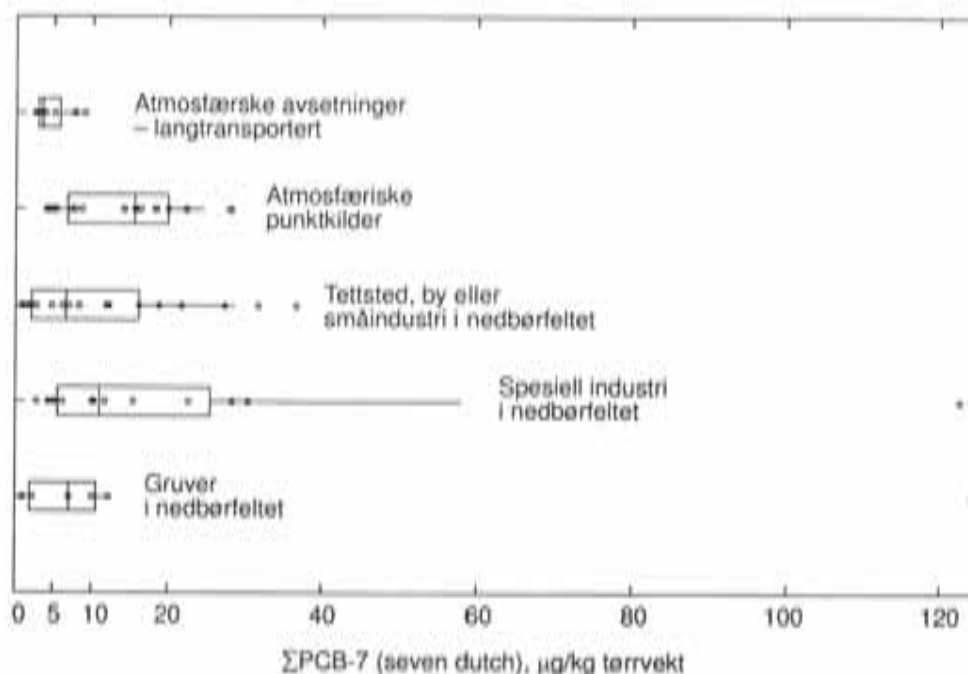
Lokalitet	År	Sum "seven dutch" (PCB ₇)
Ørsjøen, Østfold	1994	6-15
Mjøsa, Totenvika	1990	0,5
Mjøsa, Tangenvika	1990	2,3
Mjøsa, Åkersvika	1990	1,2-326
4 innsj. i Nordland	1993-95	4-14
5 innsj. i Troms	1993-95	2-10
10 innsj. i Finnmark, ekskl. Sør-Varanger	1993-95	0,5-3
5 innsj. i Sør-Varanger	1993-95	6-11

Barentsvann, Svalbard	1993-95	5
Ellasjøen, Bjørnøya	1993-95	33

I 1996 og 1997 ble det utført en omfattende regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter fra 69 innsjøer i Midt- og Sør-Norge (Rognerud et al. 1997). Det ble da også samlet inn prøver fra 5 lokaliteter i Mjøsa (ved Lillehammer, Gjøvik, Brumunddal og Hamar samt fra Totenvika). Denne undersøkelsen viste at konsentrasjonene av de enkelte PCB-forbindelsene i hovedsak varierte i området 0,2-5µg/kg tørrvekt, og at det var en generell tendens til høyere verdier med økende klorering, dvs. ved økt persistens. Konsentrasjonen av PCB₇ varierte fra 1 til ca. 30 µg/kg tørrvekt, mens Tveitvatn i Bergen hadde høyest konsentrasjon med over 100µg/kg tørrvekt på grunn av lokale utslipp (Hobæk 1998). I Mjøsa ble det registrert konsentrasjoner i området 3-14 PCB₇ µg/kg tørrvekt. Den laveste konsentrasjonen ble registrert ved Lillehammer og de høyeste utenfor Gjøvik og Hamar. Resultatene fra denne undersøkelsen er gitt i figur 1 og 2.



Figur 1. Fordeling av konsentrasjoner i sedimentene for PCB-forbindelsene. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilene. Den vertikale streken inne i boksen viser medialen (50-prosentilen), mens de horisontale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen (n=69).
 • Markerer PCB'er som en vanligvis finner i større konsentrasjoner i biota.



Figur 2. Variasjonene i konsentrasjonene av ΣPCB_7 i fem ulike kildegrupper. Inndelingen er subjektiv og basert på observasjoner i felt.

2. Materiale og metoder

2.1.1. Stasjonsnett og beskrivelse av sedimentene

Sedimentprøver ble samlet inn den 28. april i 1999 fra 30 stasjoner fordelt på fire hovedområder (I, II, III og IV) i området ved Båthavnsvika. Stasjonsplassering er gitt i figur 3. Hovedområdene omfatter følgende stasjoner:

Hovedområde I (Mjøsa utenfor Esperen): st. M1-M7 og st. 1-7 dvs. 14 stasjoner.

Hovedområde II (mellom "Jernbanebrua" og "Stangebrua" unntatt Båthavnsvika): st. E, F og G.

Hovedområde III (Åkersvika): st. A, B, C og D.

Hovedområde IV (Båthavnsvika): st. 8-15 dvs. 8 stasjoner

Beskrivelser av bunnssubstrat (visuelt bedømt ved prøvetakingen) er gitt i tabell 2.

Tabell 2. Visuell beskrivelse av bunnssubstrat ved de ulike prøvetakingsstasjonene.

Type bunnssubstrat.	Antall stasjoner.	Stasjonsnummer.
Grovkornet sediment med stein og grus.	1	6
Grovkornet sediment med sand og grus.	1	E
Grovkornet sediment med sand.	3	C, M3, M6.
Finkornet sediment med sand og silt.	17	A, B, D, F, G, M1, M2, M4, M5, M7, M8, 1, 2, 3, 4, 5 og 7.
Finkornet sediment med leire.	2	8, 12.
Finkornet sediment.	7	9, 10, 11, 13, 14 og 15.

Det finkorna sedimentet på stasjonene 9, 10, 12 og 13 (dvs. fire av stasjonene som ligger inne i Båthavnsvika) hadde synlig innslag av fett, smøreolje og lettløselige oljeforbindelser (sannsynligvis dieselolje). Dette samsvarer med observasjonene som ble gjort i det samme området i 1991 (Kjellberg 1991). Se også figur A i Vedlegg C.

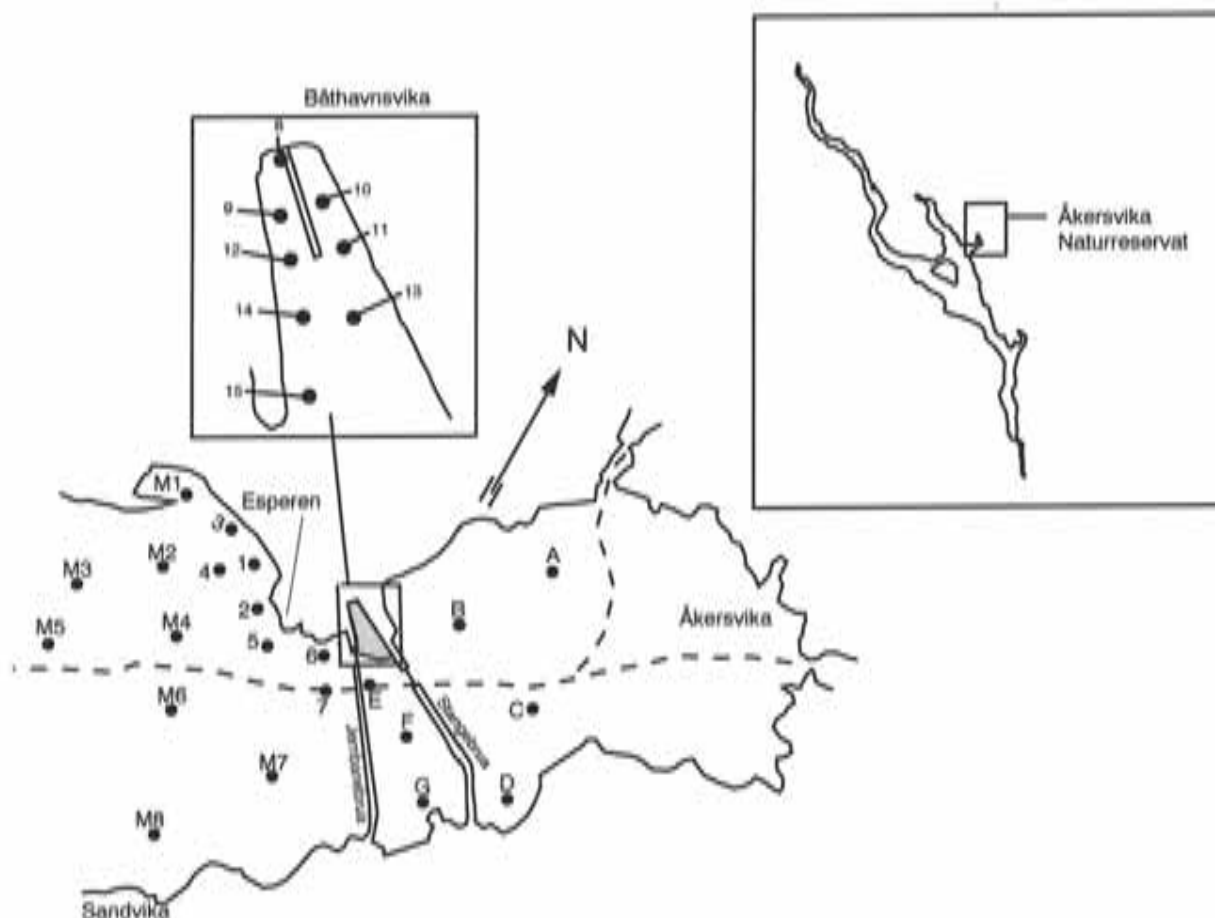


Fig.3 Plassering av stasjoner som ble benyttet ved PCB-undersøkelsen i sedimenter fra NSB's båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Esperen.

2.1.2. Analyser

En blandprøve av de øverste 2 cm av sedimentet ble analysert. Samtlige sedimentprøver ble analysert med hensyn på innhold av organisk stoff og følgende 10 PCB-forbindelser: CB 28, CB 52, CB 101, CB 105, CB 118, CB 138, CB 153, CB 156, CB 180 og CB 209. Summen av de 7 understrekte forbindelsene benevnes som sum "seven dutch" (PCB₇). Det er denne summen som det ofte refereres til i forbindelse med miljøundersøkelser, og PCB₇ utgjør som regel 40 – 70 % av den totale sum av de identifiserbare PCB-forbindelsene vi vanligvis finner i PCB blandinger (Kannan et al. 1992). Jon Knutzen (NIVA, pers. medd.) mener at man bør bruke en faktor på 2-3 for å beregne sum PCB-konsentrasjon utifra analyse av PCB₇. Analysene er utført av Unilab Analyse AS i Tromsø og nøyaktighet og presisjon er gitt i Tabell A i vedlegg A.

Innhold av organisk stoff er angitt som mg totalt organisk materiale pr. kg tørt sediment og som % totalt organisk materiale i tørt sediment (% glødetap = % GT). Prøvene er glødet ved 500 °C i 2 timer. En kalsiumkarbonat-standard brennes rutinemessig sammen med prøvene for å kontrollere at uorganisk karbon ikke fjernes ved analysen.

PCB-konsentrasjonene er oppgitt som µg/kg frysetørt sediment. En frysetørret prøve blir tilsatt internstandard (PCB 53) og ekstrahert to ganger med sykloheksan/acetone blanding (pesticid kvalitet) ved hjelp av ultralydkanon. Det kombinerte ekstraktet sentrifugeres og vaskes med NaCl før det oppkonsentreres og renses på en Envirolgel GPC Cleanup kolonne. Etter oppkonsentrering foretas det et løsemiddelskifte. Prøven vaskes med konsentrert svovelsyre før den blir analysert ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor, GC/ECD (gasskromatograf utstyrt med

elektroninnfangningsdetektor). De forskjellige organokloridene blir identifisert ut fra retensjonstidene på HP-5 kolonne. Intern standard benyttes til kvantifisering av de forskjellige organokloridene.

2.1.3. Vurderingsnormer

Det foreligger ikke konkrete normverdier eller effektgrenseverdier, såkalte "toxicity treshold" for PCB for å kunne bedømme om konsentrasjonene i innsjøsedimenter kan representere risiko for skade på menneskers helse eller naturmiljøet. Det foreligger imidlertid klassifiseringssystemer og normer som angir om konsentrasjonene er høye eller lave, hvilket nivå som kan betegnes som forventet konsentrasjon når atmosfæriske avsetninger er eneste PCB-kilde, samt i hvilken grad sedimentene er forurenset.

Effektgrense "Toxicity treshold".

Som nevnt foreligger ikke noen konkrete tallverdier når det gjelder skadegrense i innsjøsedimenter, men Rognerud et al. (1997) mener at biologiske effekter ikke kan utelukkes ved en konsentrasjon på 120 µg PCB₇/kg.

Forventede konsentrasjoner i sedimentet når atmosfæriske avsetninger er eneste PCB kilde.

I Sverige brukes konsentrasjoner på opp til 10 µg tot. PCB/kg tørrvekt i akkumulasjons-sediment som forventet konsentrasjon i innsjøer som ligger langt fra lokale kilder og bare er påvirket av langtransportert atmosfæriske avsetninger (Tommy Hammar, munt. medd.). Rognerud et al. (1997) oppgir konsentrasjoner i området 2 til 20 µg PCB₇/kg tørrvekt som forventede konsentrasjoner i slike innsjøer avhengig av beliggenhet i Sør-Norge og sedimentets innhold av organisk materiale. I forbindelse med undersøkelsene i Åkersvika i 1990-91 ble det brukt en total PCB-konsentrasjon på 10 µg/kg tørrvekt som forventet konsentrasjon hvis atmosfæren hadde vært eneste kilde (Kjellberg 1992). Dette tilsvarer en konsentrasjon i området 3-5 µg PCB₇/kg tørrvekt. De relativt lave verdiene skyldes blant annet et lavt innhold av organisk materiale.

Forurensningsgrad.

SFT har fått utarbeidet et klassifiseringssystem som benyttes for bedømmelse av forurensningsgrad av PCB i marine sedimenter (SFT 1997, se Tabell 3). Dette systemet ble også brukt for å klassifisere forurensningsgraden i innsjøsedimenter i forbindelse med den regionale undersøkelsen av miljøgifter i innsjøsedimenter (Rognerud et al. 1997).

Tabell 3. Forurensningsgraden av PCB vurdert på bakgrunn av konsentrasjoner av PCB₇ (µg/kg tørrvekt) i marine sedimenter (SFT 1997).

Klasse	Forurensningsgrad	Fargeangivelse	Konsentrasjonsnivå
I	Liten	Blå	< 5
II	Moderat	Grønn	5 – 25
III	Markert	Gul	25 – 100
IV	Sterk	Brun-Rød	100 – 300
V	Meget sterk	Rød	> 300

Konsentrasjonsnivå.

I forbindelse med undersøkelsene i Åkersvika i 1990-91 ble PCB-konsentrasjonene i sedimentene klassifisert som lave, middels høye, høye og meget høye etter et vurderingssystem utarbeidet av Kjellberg (1992). Klassifiseringssystemet er gitt i Tabell 4 og bygger på svenske erfaringer (Tomas Hammar, Länsstyrelsen i Kalmar län, pers. medd.).

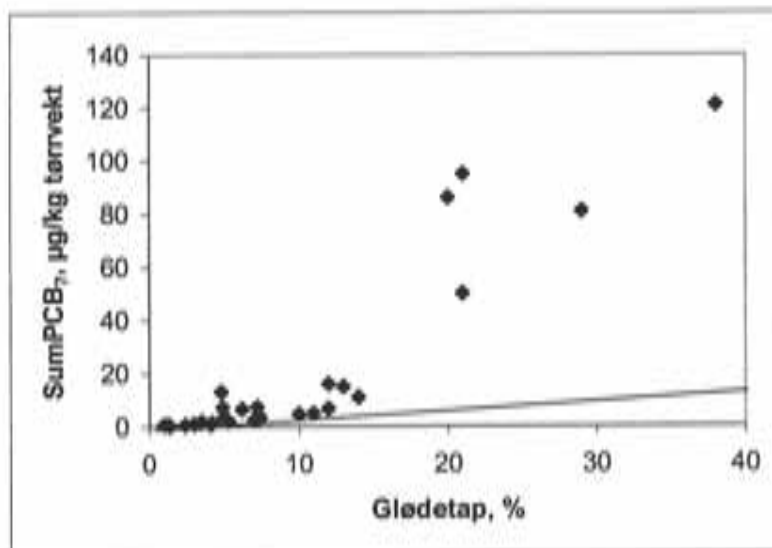
Tabell 4. Klasseinndeling på bakgrunn av PCB konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i ferskvannssedimenter. Verdiene for sum PCB er estimert som tre ganger verdiene for PCB₇.

	1	2	3	4
	Lave kons.	Middels høye kons.	Høye kons.	Meget høye kons.
Fargekode	Blå	Grønn	Gul	Rød
Sum PCB	< 100	100 - 3000	3000 - 5000	> 5000
Sum PCB ₇	< 30	30 - 1000	1000 - 1500	> 1500

Vi har valgt å bruke disse klassifiseringssystemene (dvs. Tabell 3 og 4) for å illustrere forurensningssituasjonen i det undersøkte området. På bakgrunn av resultatene fra Rognerud et al. (1997) er det rimelig å anta konsentrasjoner i området 1-8 μg PCB₇/kg tørrvekt kan være representative hvis sedimentene bare hadde vært forurenset av atmosfæriske avsetninger. PCB har høy affinitet til organiske komplekser og variasjonen skyldes bl.a sedimentenes ulike innhold av organisk materiale. Sedimenter med stort innhold av organisk stoff har derfor ofte også høyere konsentrasjon av PCB (se figur 4).

Forurensningens alder.

Vi har brukt forholdet mellom forbindelsene CB 118 og CB 153 for å få en oppfatning om alderen på PCB-forurensningen. Det er generelt antatt at CB 118 har en relativt kort "levetid", mens CB153 er eksempel på en persistent forbindelse med lang "levetid". Derfor vil et høyt forhold som regel gi indikasjon på at forurensningen er relativt ny og/eller fortsatt pågår, mens et lavt forhold vil gi indikasjon på at forurensningen er av "eldre" årgang (Naturvårdsverket 1999). Skal denne metoden benyttes, er det viktig å ha likeverdige datamatriser. De beste resultatene får en når benytter målresultater fra biota, men den kan også benyttes på sedimentdata (Niklas Johansson og Lars Asplund, Naturvårdsverket, pers. medd.).



Figur 4. Sammenhengen mellom organisk innhold i sedimentet uttrykt som prosent glødetap og konsentrasjonene av SumPCB₇. Den trukne linjen viser antatt sammenheng i innsjøsedimenter der innsjøene bare er belastet med atmosfærisk PCB-forurensning.

3. Resultater og vurderinger

Resultatene er vist i figur 5, 6, 7 og 8 i teksten og alle primærdata er gitt i tabell 5 i vedlegg B bak i rapporten. Som tidligere nevnt er det utført undersøkelser både i 1990 og i 1999. I 1990 ble analysene utført av NIVA i Oslo og i 1999 av Unilab Analyse AS i Tromsø. Vi forutsetter imidlertid at det ikke foreligger noen analysetekniske problemer som gjør en sammenlikningen av resultatene fra disse undersøkelsene umulig. Videre vil vi påpeke at vurdering av PCB-forekomstenes alder utifra forholdet CB118/CB153 er usikker i de områdene der konsentrasjonene er lave.

3.1. Forurensningssituasjonen i de ulike hovedområder

Hovedområde I: Mjøsa ved Esperen

I sedimentene i den grunne og sandpåvirkede delen av Mjøsa i området mellom Esperen og Sandvika ble det registrert lave PCB-konsentrasjoner i området 0,2-13 $\mu\text{g PCB}_7/\text{kg}$. Dette er i samsvar med de nivåene Rognerud et al. (1997) observerte i andre områder av Mjøsa, dvs. i samsvar med eller noe høyere enn forventet konsentrasjon dersom atmosfæren hadde vært eneste kilde. De høyeste konsentrasjonene (6,6-12,7 $\mu\text{g PCB}_7/\text{kg}$) ble registrert ved de stasjonene som ligger like utenfor industriområdet på Esperen (st. 1-4). Det var også her vi fant de sedimentene med økt andel organisk stoff (5-7 % glødetap). I de øvrige områdene, unntatt lokalitetene like utenfor Sandvika, var det lite innslag av organisk materiale i sedimentet (1-5 % glødetap). Sedimentet besto av sand og silt og hadde lave konsentrasjoner av PCB. Nivåene som ble registrert like ved Esperen var i samsvar med de som tidligere er registrert i sedimentene ved Gjøvik, Brumunddal og Hamar (Rognerud et al. 1997), dvs. konsentrasjoner som ligger noe høyere enn forventet nivå dersom atmosfæriske avsetninger var eneste kilde. Dette indikerer klare påslag fra lokale kilder. De PCB-forbindelsene som hadde størst konsentrasjon var CB101, CB153 og CB138.

Størstedelen av området bedømmes som lite forurenset, mens området like ved Esperen blir betegnet som moderat forurenset. Kvoten CB118/CB153 varierte i området 0,29-1,29. Det synes derfor som om området i hovedsak er påvirket av PCB-tilførsel av "eldre" dato. Denne PCB-forurensningen kommer sannsynligvis fra industriområdet på Esperen inkludert NSB's jernbaneverksted.

Ved undersøkelsen i 1990 ble det i samme område registrert PCB₇-konsentrasjoner i fra 11,3 til 321 $\mu\text{g PCB}_7/\text{kg}$, dvs. opp til ca. 25 ganger høyere konsentrasjoner enn i 1999. Høyest konsentrasjon ble også da registrert i de strandnære områdene like utenfor industriområdet på Esperen, og CB153 var den forbindelsen som hadde høyest konsentrasjon også i 1990. Forbindelser som CB101, CB118, CB138 og CB180 ble også da registrert i relativt høye konsentrasjoner. Kvotene mellom CB118 og CB153 var da lave med verdier i området 0,06 til 0,13. Dette tyder på at sedimentene den gang også i hovedsak var påvirket av eldre PCB-forurensninger.

Sedimentene i dette området har i perioden 1990-99 blitt utsatt for erosjon og utvasking samtidig som at utslippene høyst sannsynlig har blitt redusert. Videre kan vi forvente at det har skjedd en viss nedbrytning av PCB. Dette er en rimelig forklaring på nedgangen i målte konsentrasjoner av PCB fra 1990 til 1999.

For tiden synes det ikke å foreligge noen akutt forurensningssituasjon med hensyn til PCB i dette området.

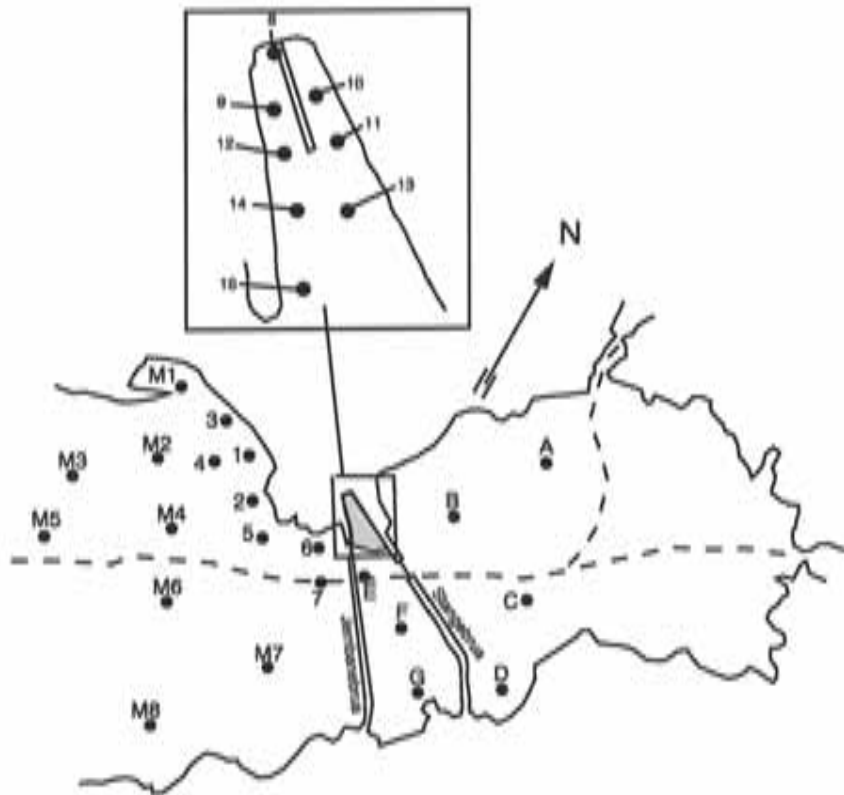
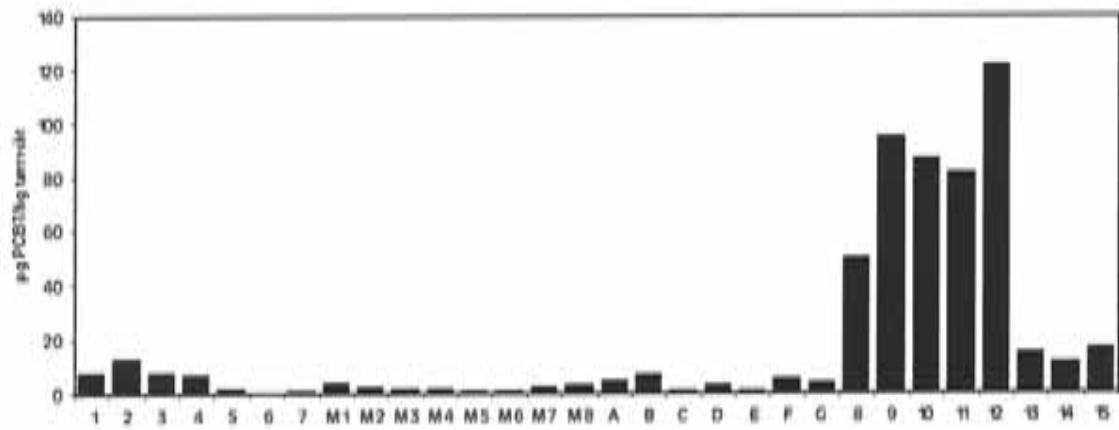


Fig.5 Konsentrasjonsnivåer av sum "seven dutch" ved 30 lokaliteter i Mjøsa utenfor Esperen og i Åkersvika Naturreservat like ved Båthavnsvika.

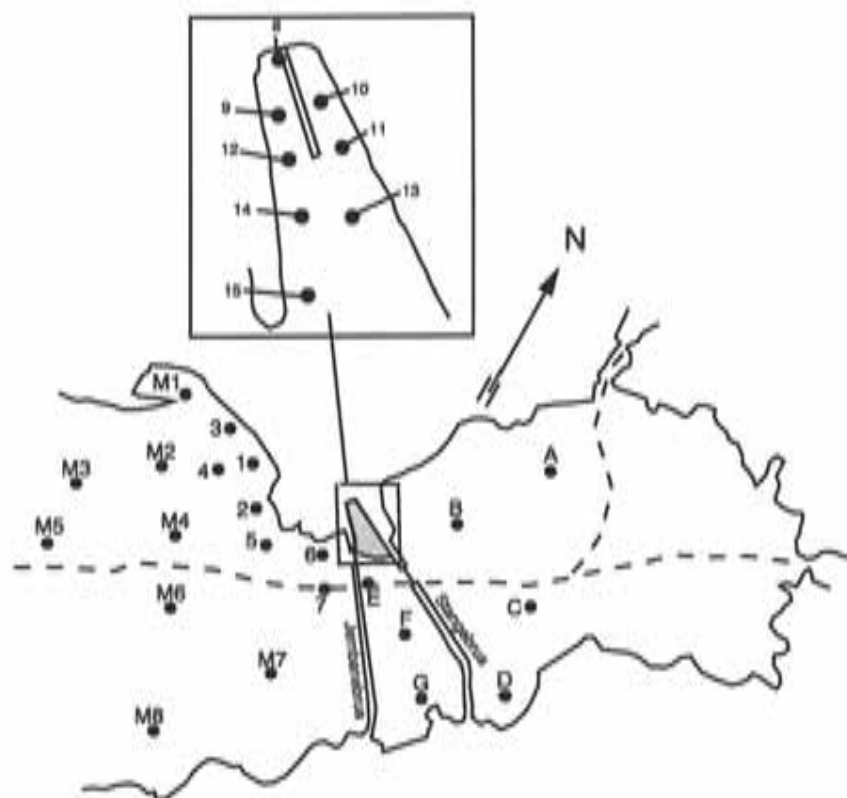
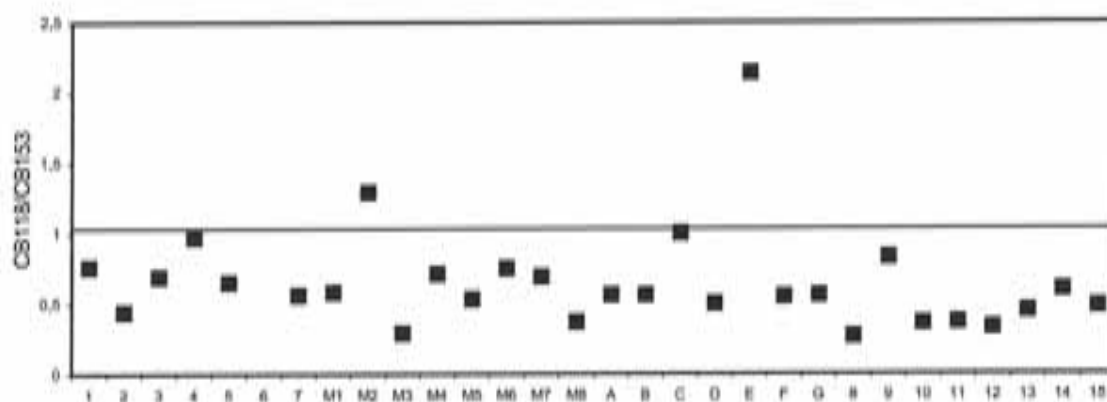


Fig.6 Forholdet mellom konsentrasjonene av CB118 og CB153 ved 30 lokaliteter i Mjøsa utenfor Esperen og i Åkersvika Naturreservat like ved Båthavnsvika.

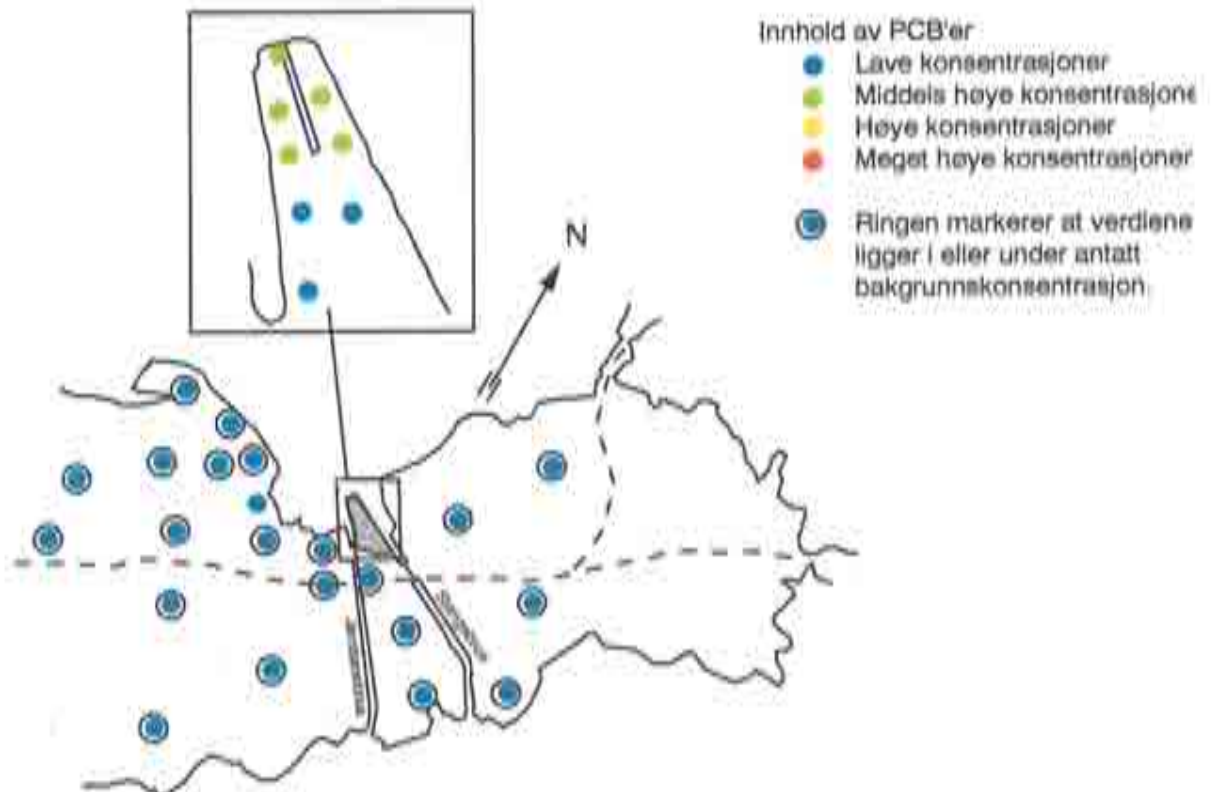


Fig.7 Konsentrasjonsnivåer fordelt på tilstandsklasser av sum "seven dutch" i overflatesedimenter fra 30 lokaliteter i Mjøsa utenfor Esperen og i Åkersvika Naturreservat like ved NSB-stranda.

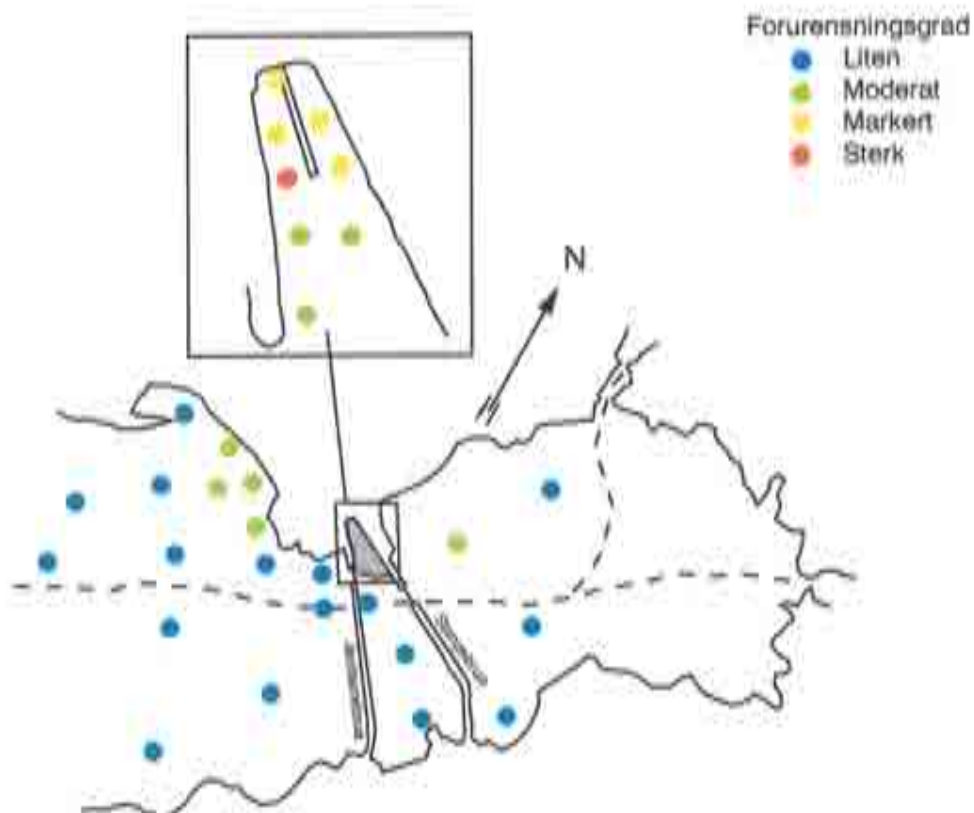


Fig.8 Forurensningsgrad av PCB'er basert på sum "seven dutch" vurdert etter vurderingsnorm utarbeidet av Molvær et al. (1997)

Hovedområde II : Området mellom Jernbanebrua og Stangebrua unntatt Båthavnsvika

I området ved bruene, dvs. i selve elvefaret, bestod sedimentene av grovkornet substrat med lavt glødetap. I området sør for elvefaret var sedimentene mer rike på organisk stoff med glødetap på 7-11%. De undersøkte sedimentene var lite forurenset av PCB-forbindelser, og konsentrasjonene var lave (0,7-5,0 µg PCB₇/kg). De høyeste konsentrasjonene ble registrert i området sør for selve elvefaret, mens konsentrasjonen i selve elvefaret var svært lav (0,7 µg PCB₇/kg). Størst konsentrasjon hadde forbindelser som CB101, CB118, CB153, CB138 og CB180. Kvoten CB118/CB153 var generelt sett lav med verdier som varierte i området 0,5-2,1. Sedimentet fra selve elvefaret like ved "Jernbanebrua" hadde den høyeste kvoten. Området synes i hovedsak å være belastet med "eldre" PCB-forurensning.

Ved undersøkelsen i 1990 ble det i området sør for selve elvefaret registrert et betydelig høyere PCB-innhold i sedimentet med en konsentrasjon på 112 µg PCB₇/kg, dvs. opptil ca. 20 ganger høyere konsentrasjon enn i 1999. I 1990 var det størst konsentrasjon av forbindelsen CB153, men CB101, og CB180 ble da også registrert i relativt høye konsentrasjoner. Ved den undersøkelsen var forholdet CB118/CB153 nær 0,07. Dette skulle indikere at PCB-forurensningen da også i vesentlig grad var av eldre dato.

Det synes også som PCB utslippene i dette området har blitt mindre de siste 9 årene. For tiden synes det ikke å foreligge noen akutt forurensningssituasjon med hensyn til PCB i dette området.

Hovedområde III : Åkersvika

Inne i selve Åkersvika (hovedområde III) hadde sedimentene et noe høyere innhold av organisk materiale (glødetap i området 5-12 %) enn i de ovennevnte områdene. Dette gjaldt imidlertid ikke stasjon C som ligger i selve elvefaret hvor sedimentet var dominert av stein, grus og sand. Ved samtlige stasjoner ble det registrert lave PCB-konsentrasjoner (0,7 – 6,6 µg PCB₇/kg). Dette er verdier nær de en kan forventet hvis atmosfæriske avsetninger hadde vært eneste kilde, og forurensningsgraden bedømmes som liten til moderat. Kvoten CB118/CB153 varierte i området 0,36-1,00. Høyest kvote ble registrert ved st. C, dvs. i selve elvefaret. Dette indikerer at det i hovedsak er "eldre" PCB-forurensning som forekommer i dette område.

Ved undersøkelsen i 1990 ble det i samme område registrert betydelig høyere PCB-forurensning med konsentrasjoner i området 24 – 39 µg PCB₇/kg. Størst konsentrasjon var det da av forbindelsen CB153, men forbindelser som CB101, CB138 og CB180 ble også registrert i relativt høye konsentrasjoner. Kvoten mellom CB118 og CB153 varierte da i området 0,28-1,0 og dette er i samvar med det som ble registrert i 1999.

Sedimentene i dette området har i de siste 9 år blitt utsatt for erosjon og utvasking samtidig som at kildene høyst sannsynlig har blitt redusert. Videre må vi regne med en viss nedbrytning av PCB. Dette er en rimelig forklaring på nedgangen i målte konsentrasjoner av PCB fra 1990 til 1999.

For tiden synes det ikke å foreligge noen akutt forurensningssituasjon med hensyn til PCB i dette område.

Hovedområde IV : Båthavnsvika

Sedimentene inne i Båthavnsvika hadde relativt høyt innhold av organisk materiale med glødetapsverdier i området 12-38 %. De klart høyeste PCB-konsentrasjonene ble registrert i dette området med verdier i området 16-121 µg PCB₇/kg. De høyeste konsentrasjonene ble funnet like ved det gamle avløpsrøret som går ut langs "Jernbanebrua" (st. 9 og 12). Generelt kan konsentrasjonene betegnes som lave til middels høye, mens forurensningsgraden kan karakteriseres som moderat til sterk. Kvoten

CB118/CB153 varierte i området 0,27- 0,83. Høyest kvote ble registrert i et området der det fortsatt renner ut noe dreinsvann via det gamle dreneringsrøret fra jernbaneverkstedet. Den relativt høye kvoten her kan muligens være en indikasjon på at det fortsatt til tider kommer ut noe PCB fra jernbaneområdet. For øvrig viste kvotene at vi her i hovedsak har å gjøre med PCB-forurensninger av klart "eldre" årgang. Den mest påvirkede lokaliteten (st. 12), som ligger like ved det tidligere utslippsstedet, hadde en CB118/CB153 kvote på 0,33.

Ved undersøkelsen i 1990 ble det i området nær st. 12 registrert en konsentrasjon på 325 µg PCB₇/kg. Det vil si at konsentrasjonen i begynnelsen av 1990-tallet var ca. 2-3 ganger høyere enn i 1999. Størst konsentrasjon var det da av kongenene CB101, CB118, CB153 og CB138. Kvoten mellom CB118 og CB153 var da 0,31, dvs. at PCB-forekomsten som ble registrert i 1990 også var av eldre dato.

En viss reduksjon av PCB-konsentrasjonen synes å ha skjedd i dette området i løpet av de siste 9 årene, men området må fortsatt karakteriseres som et miljøproblem som også har potensiale til å forurense næringsnett i Mjøsa i lang tid.

Vi har beregnet hvor mye PCB som ligger i sedimentet i det mest forurensete området i Båthavnsvika på følgende måte:

Arealet av det aktuelle området: 1425 m² (ca. 0,15 ha)

Tykkelsen på sedimentlaget: ca. 0,2 m

Volum av sedimentet blir da: 285 m³

Med bakgrunn i ca 20 % av tørrvekt er glødetap og et estimert vanninnhold på 90% kan tettheten av vått sediment anslås til 1,1 g/cm³ (jfr. Håkanson og Jansson 1983).

Dette gir da en vekt av sedimentet som anbefales fjernet på 313 tonn vått sediment eller 31 tonn tørt sediment.

Da middelkonsentrasjon av PCB i sedimentet var 75 µg PCB₇/kg tørrvekt blir den totale mengde PCB₇ 75 µg/kg ganger 31 · 10³ kg som blir 2,3g PCB₇. Dette skulle tilsvare ca. 5 g total PCB.

3.2. Konklusjon

- Det øverste sedimentlaget i den undersøkte delen av Mjøsa og Åkersvika var forurenset av PCB.
- Konsentrasjonene i sedimentene kan generelt betegnes som lave til middels høye med verdier i området 0,2-121 µg PCB₇/kg tørrvekt.
- Med unntak av sedimentene inne i selve Båthavnsvika så var PCB konsentrasjonene (6-8 µg PCB₇/kg) lave, med nivåer som ofte observeres i sedimenter hvor glødetapet er ca 10 % og atmosfæriske avsetninger av PCB er eneste kilde. Forurensningsgraden kan generelt betegnes som liten unntatt for sedimentene like ved industriområdet på Esperen og i selve Båthavnsvika. Sedimentene i området ved Esperen kan karakteriseres som moderat forurenset av PCB.
- Sedimentene inne i Båthavnsvika hadde et betydelig påslag av PCB-forbindelser fra lokale kilder, og forurensningsgraden bedømmes som moderat til sterk.
- De høyeste konsentrasjonene ble registrert like ved det gamle avløpsrøret som tidligere drenerte Jernbaneverkstedet, og som også ble benyttet som kloakkrør for verkstedsbygget og administrasjonsbygget. Det er også dette området som er mest belastet med oljeforbindelser.
- Det mest belastede området hadde så høye konsentrasjoner at biologiske effekter ikke kan utelukkes. Sedimentene i Båthavnsvika kan betraktes som en PCB-kilde der det i lang tid vil kunne sige ut PCB. Dette kan føre til uønskede biologiske effekter i lang tid særlig hvis de forurenser næringsnett i Mjøsa.
- Fordelingen av ulike PCB-forbindelser og forholdet mellom CB118 og CB153 indikerte at det meste av PCB-forurensningen var av eldre dato.

- Den "eldre" PCB-forekomsten stammer sannsynligvis i stor grad fra utslipp fra NSB's Jernbaneverksted.
- Det har skjedd en klar reduksjon av PCB-konsentrasjonene i det undersøkte området i løpet av de siste 9 årene. PCB-konsentrasjonene har blitt redusert med 50-98 % ved de ulike lokalitetene sammenlignet med konsentrasjonene som ble registrert i 1990. Minst reduksjon var det i Båthavnsvika og størst i sedimentene inne i selve Åkersvika. Det er ikke klarlagt om denne reduksjonen beror på at PCB har blitt nedbrutt (avklorert) eller om PCB har blitt utvasket med finpartikler eller på annen måte har lekket ut fra Åkersvikaområdet og nå havnet ute i selve Mjøsa.

4. Miljørisikoanalyse

4.1. Dagens situasjon

Mjøsa inklusive Åkersvika Naturreservat er for tiden klart påvirket av PCB-forurensning fra lokale kilder og fra langtransportert luftbåren PCB. I selve Mjøsa's sedimenter har det blitt registrert PCB-konsentrasjoner som er høyere enn de en kan forvente dersom atmosfæriske avsetninger var eneste kilde både ved Gjøvik, Hamar og Brumunddal (Rognerud et al. 1997). Dette gjelder også registrerte konsentrasjoner i fiskearter som ørret, abbor, lagesild og lake. Spesielt høye konsentrasjoner ble funnet i lakelever (Brevik og Knutzen 1997, Fjeld et al. 1999, Einar Brevik pers. medd.). Konsentrasjonene av PCB i lakelever fra Mjøsa ligger minst 10 ganger så høyt som den burde være med bare diffus atmosfærisk belastning. Det foreligger imidlertid ikke måleresultater som indikerer at PCB-forurensningen i Mjøsa har skapt eller bidratt til skadeeffekter på biota eller skulle innebære en direkte trussel for oss mennesker. Unntak er her lakelever som kan ha så høye konsentrasjoner (>200 µg sumPCB/kg våtvekt) at konsum eventuelt bør frarådes. PCB-forekomsten i Mjøsa synes derfor i dag ikke å utgjøre noe akutt forurensningsproblem. PCB-forurensningen i Mjøsa og Åkersvika Naturreservat bør likevel på lengre sikt betraktes som et "mulig miljørisikoelement" og da særlig i Åkersvika Naturreservat og i andre gruntområder der det ikke bør forekomme miljøgifter. Vi kan nevne at fugl synes å være spesielt følsom overfor PCB i miljøet (Kihlström 1974). Det er derfor nødvendig at konsentrasjonene i overflatesedimenter og biota reduseres mest mulig og at utslipp bør være sannert så langt som overhode mulig. Videre bør allerede belastede områder mest mulig bli sanert der dette er teknisk mulig og økonomisk forsvarlig. Sanering av området i Båthavnsvika er også i samsvar med de nasjonale miljømål som SFT har satt for Mjøsa der det heter: "Innhold av miljøgifter og tilførsel av miljøgifter skal reduseres" (SFT 1990). Videre kan vi nevne det internasjonale miljøvernarbeid som nå har prioritert arbeidet mot et giftfritt miljø, noe som bl.a. innebærer minst mulig PCB i naturmiljø og tettstedsmiljø inklusive innemiljø og arbeidsmiljø. "Føre var prinsippet" står her sentralt (Kemikalleinspeksjonen 1999, Brown et al. 2000). Vi kan tilføye at det er spesielt viktig at PCB-forbindelser mest mulig tas bort fra vannmiljø da det er i slike økosystemer PCB har skapt og fortsatt skaper de største problemene.

4.2. Fremtidsutsikter

Vi betrakter fremtidsutsiktene for Mjøsa som positive med hensyn til PCB-forurensning. Årsaken til dette er at det er satt klare miljøkvalitetsmål både lokalt, nasjonalt og internasjonalt som vil redusere ytterligere tilførsel av PCB til Mjøsa og tillopende vassdrag. Videre er det rimelig god kunnskap om foreliggende PCB-forurensning. Skal en kunne oppnå ønsket miljømål forutsetter dette likevel at en også lokalt konstruktivt og aktivt følger opp med tiltak og forskrifter som mest mulig begrenser og på sikt helst helt stopper utsig av bioakkumulerbare PCB-forbindelser fra lokale kilder. Et konkret tiltak i denne sammenheng vil være å mest mulig begrense utsiget av PCB fra det sterkt forurensede området i Båthavnsvika i Åkersvika Naturreservat.

4.3. Tilråding

De mest PCB-forurensede sedimentene i Båthavnsvikas innerste del fjernes og deponeres på land. Det er videre ønskelig at PCB-en demoleres/mineraliseres. Etersom en stor del av PCB-en er sterkt bundet til oljeforbindelser, vil dette gjøre arbeidet lettere og minske risikoen for at PCB-forbindelser virvles opp og siger ut fra området i forbindelse med saneringsarbeidet. NIVA har forøvrig også tidligere anbefalt at sedimentene i dette mest belastede området blir fjernet (Kjellberg 1991).

5. Forslag til tiltak

- Sedimentene fra det mest PCB-belastede og oljebelastede området i Båthavnsvika fjernes. Den totale PCB-mengden som finnes i dette område er beregnet til ca. 5 g. Området, som har et areal av 1425 m² dvs. ca. 0,15 ha er vist i figur 9. Tjukkelsen på sedimentlaget var 5-20 cm i dette området, og vi foreslår at de øverste 20 cm av sedimentet tas ut fra hele det aktuelle området. Dette tilsvarer en sedimentmasse på ca. 300 tonn våtvekt. Eksakt vekt er vanskelig å beregne da massen også vil inneholde en hel del sand-, grus- og steinholdig sediment. Det vil være en fordel å utføre arbeidet ved lavvannstand i Mjøsa da en stor del av det aktuelle området ligger tørrlagt. En bør vurdere om det skal benyttes barkmel eller lignende som absorpsjonsmiddel med tanke på oljeinnholdet. Ved å følge med mens arbeidet utføres vil en kunne se om det i enkelte områder blir behov for ytterligere uttak av bunnmasser (dvs. om en må gå dypere ned eller utvide området). Det er derfor ønskelig at en representant fra miljøforvaltningen (f.eks. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdeling) og en fra NIVA er tilstede når arbeidet pågår. Det gamle dreneringsrøret som ligger langs jernbanesiden av vika bør fjernes. Det er viktig at utsig av sedimenter fra området til selve Åkersvika og Mjøsa begrenses mest mulig mens arbeidet pågår. Vi vil understreke at oppvirvling av sedimenter kan skape nye forurensningsproblemer andre steder i Mjøsa og må unngås. En bør derfor vurdere om det er nødvendig å etablere en sperredam eller sperreduk under arbeidet. Det PCB-holdige slammet må behandles i henhold til forskrifter om spesialavfall
- Året etter at sedimentene har blitt fjernet, bør det tas sedimentprøver i Båthavnsvika og i omkringliggende område i Åkersvika og Mjøsa for å kunne dokumentere resultatet av de utførte tiltakene. Forslagsvis tas det ut prøver fra 20 lokaliteter, og en benytter den samme stasjonsplassering som ble brukt i dette prosjekt. En bør også vurdere om det skal tas ut prøver av dammuslinger. Dette vil gi informasjon om miljøsanneringstiltaket har mobilisert PCB-forbindelser og herved bidratt til at PCB-forekomsten i Båthavnsvika har blitt mer biologisk tilgjengelig.

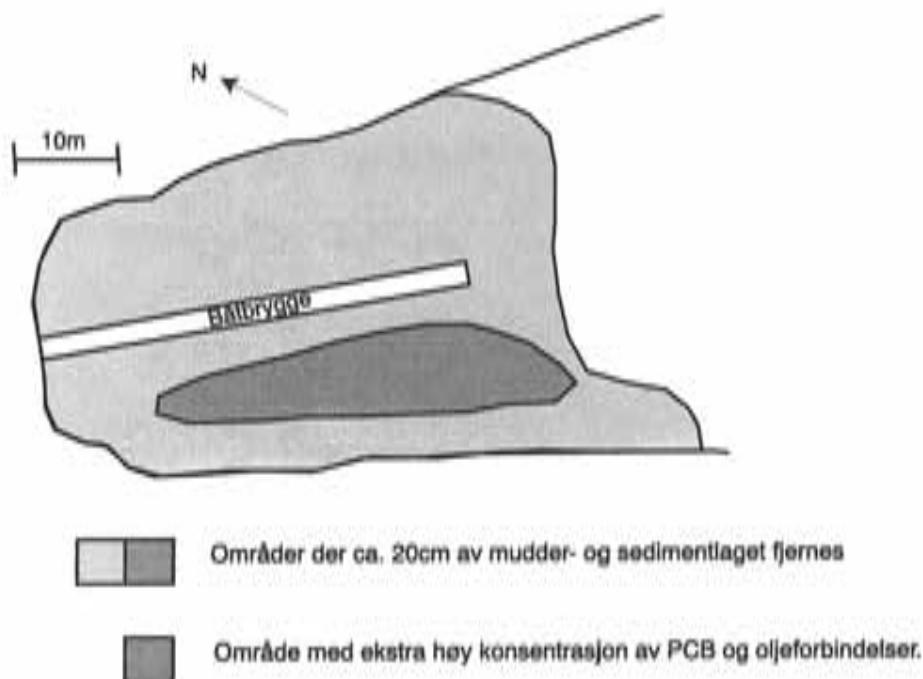


Fig.9 Område i Båthavnsvika som bør sanneses for PCB- og oljeforbindelser.

6. Litteraturliste

- Bedard, D.L. and Quensen, J.F.III. 1995. Microbial reductive dechlorination of polychlorinated biphenyls. In *Microbial Transformation and Degradation of Toxic Organic Chemicals*; Young, L.Y., Cerniglia, C., Eds., John Wiley and Sons: New York, 1995: 127-216.
- Bernes, C. 1998. Monitor 16. Organiske miljøgifter. Ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem. Naturvårdsverkets Förlag.
- Björklund, I. 1992. Sanering av Järnsjön i Emån. Miljöscenarier vid olika PCB-föroreningar. SNV-rapport 40, 1992.
- Brevik, E.M. og Knutzen, J. 1997. Klororganiske miljøgifter i norsk ferskvannsfisk. NIVA. Årsberetning 1996. s. 12-13.
- Brevik, E.M. og Fløsvik, A.H. 1999. Passive vannprøvetakere for bioakkumulerbare miljøgifter. NIVA. Årsberetning 1998. s. 18
- Fjeld, E., Øxnevad, S., Følsvik, N. og Brevik, E.M. 1999. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA-rapport L.nr. 4072-99.
- Gilbertson, M., Kubiak, T., Ludwig, J. and Fox, G. 1991. Great Lakes embryo mortality, edema and deformities syndrome (GLEMEDS) in colonial fish-eating birds similarity to chick-edema disease. *J. Toxicol Environ. Health* 33: 455-520.
- Gobas, F.A.P.C., Wilcockson, J.B., Russel, R.W. and Haffner, G.D. 1998. Mechanism of Biomagnification in fish under Laboratory and Field Conditions. *Environ. Sci. Technol.* 33: 133-141.
- Heinonen, P., Paasivirta, J. and Herve, S. 1986. Periphyton and mussels in monitoring chlorohydrocarbons and chlorophenols in watercourses, *Toxicol. Environ.Chem.* 11:191-201.
- Herve, S. 1989. Uptake of organic micropollutants from pulp and paper industri by mussels. *Water Pollution Research Report* 14, 1989:25-26.
- Herve, S., Heinonen, P., Knuutila, M., Koistinen, J. and Paasivirta, J. 1998. Mussel incubation method for monitoring organochlorine pollutants in watercourses. Four-year application in Finland. *Chemosphere.* 17: 1945-1961.
- Hobæk, A. 1998. Overvåkning av ferskvannsresipienter i Bergen kommune: Miljøgifter i innsjøsedimenter og i avrenning fra avfallsdeponier. NIVA-rapport L.nr. 3793-98. 27 s.
- Håkanson, L. og Jansson, M. 1983. *Principles of Lake sedimentology.* Springer Verlag. 316 s.
- Jensen, S., Johnels, A.G., Olsson, M. and Otterlind, G. 1969. DDT and PCB in Marine animals from Swedish waters. *Nature* 224: 247-250.
- Kannan, N., Schultz-Bull, D.E., Petrick, G. and Duinker, J.C. 1992. High resolution PCB analysis of Kenechlor, Phenoelcor and Sovol mixtures using multidimensional gas chromatography. *Int. J. Environ. Chem.* 47: 201-215.

- Kemikalieinspektionen, 1999. Miljøkvalitetsmål 12. Giftfrimiljø. Kemi's-Rapport nr. 360 673.
- Kihlström, J.E. 1974. Effekter av miljøgifter på växter och djur. Statens naturvårdsverk. Publikasjon 1974:1: 199-216.
- Killidromitou, D. and Bonazountas, M. 1993. Mathematical Hydrocarbon Fate Modeling in Soil Systems. In Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils; Calabrese, E.J., Kostecki, P.T. and Eds.; Lewis Publisher: Chelsea, MI, 1993: 131-322.
- Kjellberg, G. 1991. Konsekvensanalyse ved en eventuell utfylling av et 4,6 dekar stort område i Åkersvika Naturreservat ved NSB's båthavn. NIVA-notat datert 1/11-1991.
- Kjellberg, G. 1992. PCB konsentrasjoner i dammussling, *Anodonta piscinalis* fra åtte lokaliteter i Åkersvika Naturreservat. NIVA-notat datert april 1993.
- Kjellberg, G. 1992. Undersøkelser av bunnsedimenter og bunndyrforekomst i Åkersvika Naturreservat i 1990-91. NIVA-rapport. L.nr.283
- Knutzen, J. 1995. Miljøgifter i økosystemet. *Vann*. 2: 248-285.
- Krantzberg, G., Hartig, J.H. and Zarull, M.A. 2000. Identification of cleanup options for contaminated sediment requires a solid mix of pragmatism and sound science. *Environment Science and Technology News* 1, 2000.
- Lingsten, L. 1991. Undersøkelse av sedimenter i Loeselva. Tungmetaller, PCB, PAH og dioksiner. NIVA-rapport. L.nr. 2662.
- Lingsten, L. 1992. Supplerende undersøkelser i Orrevassdraget. Metaller og PCB i Frøylandsvatnet. NIVA-rapport. L.nr. 2730.
- Mackay, D. 1982. Comments and Studies on the Use of Polychlorinated Biphenyls; United States Environmental Protection Agency, 1982.
- Mousa, M.A., Quensen, J.F., III, Chou, K., Boyd, S.A. 1996. Microbial Dechlorination Alleviates Inhibitory Effects of PCBs on Mouse Gamete Fertilization in Vitro. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 30. No. 6.
- Naturvårdsverket, 1999. Økande eller minskende miljøgiftshalter i den svenska miljön? NVV-rapport L.nr. 5016, 1999.
- Quensen, J.F., III, Mousa, M.A., Boyd, S.A., Sanderson, J.T., Fruese, K.L., Giesy, J.P. 1998. Reduction of aryl hydrocarbon receptor-mediated activity of polychlorinated biphenyl mixtures due to anaerobic microbial dechlorination. *Environ. Toxicol. Chem.* Vol 17, No 5: 806-813.
- Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J.E. 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Niva-rapport L.nr. 712/97.
- SFT 1989. "Tiltakspakke for Mjøsa" 1990. Mjøsa kan bli ren. Avsluttende forslag til tiltak som vil føre til en mer tilfredsstillende vannkvalitet for alle bruksformer. Avsluttende fagrappport fra et samarbeidsprosjekt mellom Fylkesmennene og Fylkeslandbrukskontorene i Hedmark og Oppland, kommunene i Mjøsa's nedbørfelt og Statens forurensningstilsyn. Desember 1989. 53 s.

- SFT 1993. Miljøgifter i Norge. SFT rapport 93: 22 (TA 985/1993). 115 s.
- SFT 1993. Datarapport for miljøgifter i Norge. SFT-Rapport nr. 93, 313 s.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT veiledning 97:03. 36 s.
- SFT 2000. Helse- og miljøfarlige stoffer man skal være spesielt oppmerksom på. SFT-Rapport 1711/2000. 114 s.
- Toldnes, J.P. 1999. Naturvernforbundet aksjonerte:Giften er Monsanto's ansvar! *Natur og Miljø* 3.99.
- Vlahos, P., Mackay, D., Eisenreich, S.J. and Hornbuckle, K.C. 1995. Exchange of chemicals between the atmosphere and lakes. In: Lerman, A., Imboden, D.M. and Gat, J.R. (eds.). *Physics and chemistry of lakes*. Springer Verlag, Berlin. 167-184.
- Zwiernik, M.J., Quensen, J.F. and Boyd, S.A. 1999. Residual petroleum in sediments reduces the bioavailability and rate of reductive dechlorination of arocolor 1242. *Environ. Sci. Technol.* 33.

7. Vedlegg

Vedlegg A. Nøyaktighet og presisjon av PCB-analyser

Vedlegg B. Primærdata

Vedlegg C. Oljeforurensning i Båthavnsvika

Vedlegg D. Generelt om milgjøgifter

Vedlegg A. Nøyaktighet og presisjon av PCB-analyser

Nøyaktighet og presisjon:

Metodens nøyaktighet for klororganiske forbindelser er gitt i Tabell A

Tabell A Resultater fra GC/ECD analyse av et marint sertifisert referansemateriale (SRM 1941a)*

	Sertifiserte verdier (ng/g)*	Bestemt (ng/g)
PCB 28	9,8	7,5 ± 0,9
PCB 31	6,2	7,5 ± 1,3
PCB 52	6,89 ± 0,56	7,0 ± 1,4
PCB 101	11,0 ± 1,6	11,3 ± 2,3
PCB 105	3,65 ± 0,27	4,4 ± 1,2
PCB 118	10,0 ± 1,1	9,1 ± 1,2
PCB 138	13,38 ± 0,97	11,2 ± 3,7
PCB 153	17,6 ± 1,9	11,3 ± 1,6
PCB 156	0,93 ± 0,14	4,0 ± 2,7
PCB 180	5,83 ± 0,58	8,1 ± 2,9
PCB 209	8,34 ± 0,49	8,8 ± 1,1

*) Sertifiserte verdier i uthevet skrift; resterende verdier er ikke sertifiserte konsentrasjoner.

Presisjonen er gitt ved grad av overensstemmelse mellom enkeltresultater.

Reproduserbarhet:

Sjekkes ved jevnlig opparbeiding og analyse av kontrollprøver og plotting av resultater på kontrollkort.

Vedlegg B. Primærdata

Tabell 5. Konsentrasjonene av utvalgte PCB-kongener i sedimenter fra NSB's båthavn i Akersvika og fra Mjøsa utenfor Esp ren. Sedimentprøvene er tatt i 1999. Sedimentprøvene er fra de øverste 20m. PCB-kongenerene merket * tilhører gruppen som inngår i sum PCB7 ("seven dutoft"). Alle konsentrasjoner er oppgitt i  g/kg t rvekt.

NIVA kode	Variabel	1	2	3	4	5	6	7	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8
Glødetap	GT%	4,9	4,6	7,2	6,2	3,4	1,4	3,0	5,9	5,3	3,5	4,2	4,1	2,4	7,0	7,3
CB28-5m	PCB 28*	1,6	1,3	1,8	1,4	0,24	0,06	0,15	0,47	0,34	0,12	0,19	0,10	0,07	0,33	0,19
CB52-5m	PCB 52*	0,59	4,1	0,69	0,65	0,09	0,08	0,18	0,35	0,32	0,71	0,30	0,12	0,11	0,53	0,22
CB101-5m	PCB101*	1,1	1,4	1,1	0,83	0,26	<0,05	0,13	0,60	0,29	0,15	0,20	0,12	0,10	0,29	0,43
CB118-5m	PCB118*	0,64	0,80	0,76	0,87	0,13	<0,05	0,09	0,37	0,35	0,12	0,15	0,08	0,09	0,27	0,23
CB105-5m	PCB105	0,46	0,63	0,45	0,35	0,13	<0,05	0,06	0,24	0,19	0,15	0,08	0,06	0,05	0,17	0,17
CB153-5m	PCB153*	1,1	1,8	1,1	0,90	0,20	<0,05	0,16	0,64	0,27	0,41	0,21	0,15	0,12	0,39	0,62
CB138-5m	PCB138*	1,2	1,9	1,2	1,4	0,42	0,06	0,12	0,72	0,29	0,21	0,20	0,15	0,13	0,34	0,61
CB156-5m	PCB156	0,23	0,39	0,21	0,18	0,17	<0,05	<0,05	0,06	0,05	0,06	0,05	<0,05	<0,05	0,06	0,12
CB180-5m	PCB180*	0,72	1,4	0,70	0,54	0,14	<0,05	0,14	0,44	0,15	0,10	0,13	0,09	0,08	0,33	0,53
CB209-5m	PCB209	0,05	<0,05	0,06	0,07	<0,05	<0,05	<0,05	0,16	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,06	<0,05
�PCB	�PCB	7,9	14	8,1	7,2	1,8	0,20	1,0	4,1	2,3	2,0	1,5	0,87	0,75	2,8	3,1
�PCB7	�PCB7	7,2	13	7,4	6,6	1,5	0,2	0,97	3,6	2,0	1,8	1,4	0,81	0,70	2,5	2,8
	PCB118/PCB153	0,76	0,44	0,69	0,97	0,65	-	0,56	0,58	1,29	0,29	0,71	0,53	0,75	0,69	0,37
Område I Mjøsa utenfor Esp�ren																
NIVA kode	Variabel	A	B	C	D	E	F	G	8	9	10	11	12	13	14	15
Glødetap	GT%	10	12	1,3	5,0	1,0	11	7,4	21	21	20	29	38	13	14	12
CB28-5m	PCB 28*	0,31	0,39	0,07	0,18	0,05	0,41	0,29	1,9	3,7	4,3	6,0	6,0	1,6	1,5	2,1
CB52-5m	PCB 52*	0,29	0,34	0,32	0,40	0,23	0,26	0,24	1,3	2,5	2,9	11	3,9	0,66	0,77	1,0
CB101-5m	PCB101*	0,79	1,1	0,09	0,47	0,08	0,81	0,52	4,9	8,6	9,3	7,3	14	2,1	1,7	2,3
CB118-5m	PCB118*	0,56	0,79	0,07	0,36	0,15	0,61	0,46	2,7	15	5,7	5,9	8,3	1,4	1,2	1,6
CB105-5m	PCB105	0,33	0,49	<0,05	0,30	0,09	0,36	0,25	2,3	2,6	7,2	6,5	4,3	1,4	0,82	1,1
CB153-5m	PCB153*	1,0	1,4	0,07	0,72	0,07	1,1	0,80	10	18	16	16	25	3,1	2,0	3,3
CB138-5m	PCB138*	1,1	1,6	0,06	0,71	0,07	1,1	0,78	17	29	31	17	40	3,6	2,2	3,0
CB156-5m	PCB156	0,21	0,27	<0,05	0,15	<0,05	0,20	0,19	1,8	2,8	2,4	2,6	4,3	0,62	0,34	0,66
CB180-5m	PCB180*	0,66	0,96	<0,05	0,49	0,05	0,71	0,52	12	18	17	18	24	2,6	1,5	2,8
CB209-5m	PCB209	0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,12	<0,05	0,06	0,45	0,65	1,3	0,7	0,12	0,08	0,12
�PCB	�PCB	5,3	7,4	0,88	3,78	0,79	5,7	4,1	54	101	96	92	131	17	12	18
�PCB7	�PCB7	4,7	6,6	0,68	3,3	0,7	5,0	3,6	50	95	86	81	121	15	11	16
	PCB118/PCB153	0,56	0,56	1,0	0,5	2,1	0,85	0,86	0,27	0,83	0,36	0,37	0,33	0,45	0,6	0,48
Område III Akersvika					Område II Akersvika mellom br�ene				Område IV Båthavnsvika							

Vedlegg C. Oljeforurensning i Båthavnsvika

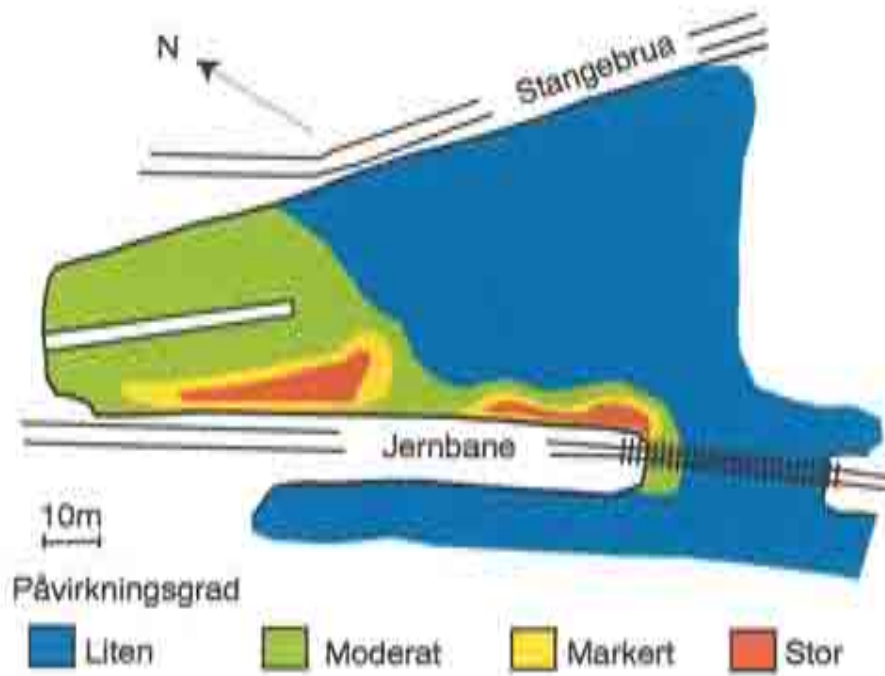


Fig. A Forekomst av oljeforbindelser i Åkersvika Naturreservat ved NSB's båthavn.

Vedlegg D. Generelt om miljøgifter

Stoffer som har slike egenskaper at de kan påføre levende organismer skadeeffekter, benevnes som toksiske. Og alle toksiske stoffer som kommer ut i naturmiljøet eller allerede finnes her kan i prinsipp betegnes som miljøgifter. Enkelte av disse stoffene kan skade levende organismer allerede i meget lave konsentrasjoner om de får virke over lengre tid. Disse benevnes som kronisk toksiske. Organiske miljøgifter som har lang levetid (presistente/stabile), er bioakkumulerbare og som kan være kreftframkallende (kanserogene), påvirke arvemassen (mutagene), har hormonforstyrrende effekter (s.k. hormonhermere eller endokrine marodører), kan gi fortplantnings-forstyrrelser eller har andre toksiske egenskaper (såkalte PBT-stoffer eller POP's) har fått stor oppmerksomhet i den senere tid (Brown et al. 2000). I tillegg kommer tungmetaller som kvikksølv, bly og kadmium.

Ved at organiske miljøgifter (POP's) og toksiske tungmetaller er stabile blir ikke bare effekten av disse miljøgiftene langvarig, men forbindelsene kan også bli spredd over store områder før de nedbrytes eller på annen måte blir mindre biotilgjengelige.

Mange av miljøgiftene havner før eller senere i vannmiljøet hvor de generelt ofte har en stor affinitet til partikler. Dette gjør at de synker ut av vannmassene over tid og lagres i sedimentene. Vi kan generelt si at sedimenter i stor grad er både midlertidige oppsamlingsplasser, men også endestasjoner for mange miljøgifter slik som dioxinlignende PCB-forbindelser, DDT, DDT-derivater, dioxiner og kvikksølv. For tiden anses visse PCB-blandninger og metylkvikksølv å være giftigere enn tidligere antatt, og sannsynligvis vil bl.a. kostholdsrestriksjonene bli skjerpet (Bernes 1998, Brown et al. 2000). Lekkasje og direkte opptak i næringskjeden av miljøgifter fra forurensede sedimenter er et stort problem som vil ha stor betydning også i framtida (Krantzberg et al. 2000).

Risikoen for at miljøgifter skal gi biologiske skadeeffekter øker med økende evne til bioakkumulering, dvs. at de kan opphopes og lagres i levende vev i planter og dyr. Biotilgjengelighet er derfor en direkte forutsetning for at bioakkumulering og skadeeffekter skal kunne skje. Metylkvikksølv og enkelte andre toksiske metaller kan bindes til proteinmolekyler og herved oppkonsentreres i bl.a. muskelvev. Persistente organiske miljøgifter (POP's) er ofte fettløselige og kan oppkonsentreres i levende organismers fettvev til nivåer som er mange ganger høyere enn nivået i omgivelsene. Enkelte PCB-forbindelser er kjente eksempler på dette (Jensen et al. 1969, Jensen 1972). Vi kan her som eksempel nevne at enkelte PCB-forbindelser kan forekomme i titusentalls eller hundretusentalls ganger høyere konsentrasjoner i en fisk enn i det vannet som omgir fisken (Bernes 1998, Brown et al. 2000).

Dyr som står øverst i næringskjeden (topp-predatorer), kan lagre opp enkelte organiske miljøgifter og metylkvikksølv i enda høyere konsentrasjoner enn byttedyrene. Denne oppkonsentrering i næringskjeden kalles biomagnifisering eller næringskjedeakkumulering. Biomagnifisering er altså den prosessen der konsentrasjonen i organismens fett eller protein øker med hvert steg i næringskjeden, og som fører til at organismer på toppen av næringskjeden har mange ganger høyere konsentrasjoner enn organismer i bunnen av kjeden (Gobas et al. 1999).

Det forholdet at PCB biomagnifiseres gjør at de høyeste konsentrasjonene observeres i fiskspisende fisk og spesielt i pattedyr og fugl som livnærer seg på fisk eller andre dyr i vannmiljø (Gilbertson et al. 1991, Bernes 1998). Disse rovdyrene spiser i sin levetid byttedyr tilsvarende hundretalls ganger sin egen vekt, og de kan derved oppkonsentrere betydelige mengder miljøgifter. Som regel finner en 10-100 ganger høyere konsentrasjoner i rovdyrene enn i byttedyrene (Bernes 1998). Videre vil for eksempel fet rovfisk som f.eks. laks, ørret og ål totalt sett ha større innhold av fettløselige miljøgifter som PCB enn rovfisk med lavt fettinnhold slik som gjedde, gjørs og abbor. På bakgrunn av dette kan en si at selv om PCB ikke forekommer i konsentrasjoner som gir giftvirkninger på bunndyr

eller bunndyrlevende fisk så kan nivåene bli så høye i eldre fiskespisende fisk at det er risiko forbundet med konsum og/eller at fiskespisende toppredatorer som mink, hegre, laksand og fiskeørn kan få reproduksjonsskader (Krantzberg et al. 2000).

Miljøgiftene kan generelt inndeles i tre kategorier ut fra kilder og bruksområder:

Kategori 1: "Klassiske" miljøgifter som kvikksølv og klororganiske insektbekjempningsmidler som DDT, toxafen, klordan og hexaklorekyklohexan (HCH). Disse stoffene har blitt spredt med hensikt i til dels store mengder i skog- og jordbruksområder, men også i andre miljøer. Dette har medført at kvikksølv og organiske miljøgifter har blitt adsorbert til jordpartikler i de områdene der de har blitt spredd, men også at de i stor grad har blitt tilført vassdrag som avvanner disse områder. Mer diffus spredning via atmosfæren skjer også, noe som har ført til at hele kloden har blitt berørt, samt at vi her i Norge også finner enkelte miljøgifter som aldri har blitt brukt her i landet. Bruken av de nevnte stoffene er nå stoppet i vestverdenen, men enkelte stoffer blir fortsatt brukt bl.a. i tropene. Norsk natur inneholder fortsatt slike stoffer, og innsjøsedimenter og marine sedimenter (særlig bunnområder med akkumulasjonssediment) representerer viktige "endestasjoner".

Kategori 2: Industrikjemikalier som aldri har vært beregnet for spredning i naturmiljøet, men som likevel har lekket ut. Enkelte av de stabile industrikjemikaliene finnes i naturmiljøet over store deler av kloden. Polyklorerte bifenyl (PCB), og kvikksølv er de mest kjente eksemplene på dette. Videre kan vi nevne stoffer som polyklorede naftalener (PCN), klorparafiner, organotinn og bromerte flammehemmere. I Norge og i flere andre land har produksjonen og/eller bruken av enkelte av disse stoffene blitt stoppet. Anvendelsen av bromerte flammehemmere pågår likevel fortsatt i stort omfang. Norsk naturmiljø er fortsatt påvirket av disse stoffene, og betydelige mengder har blitt tilført marine sedimenter og innsjøsedimenter.

Kategori 3: Persistente organiske forbindelser som i hovedsak har blitt produsert som biprodukter ved diverse produksjons- eller forbrenningsprosesser. Aktuelle stoffer er f.eks. klorerte benzener (HCB, 5-CB), oktaklorstyren (OCS), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), dibensofuraner og dioksiner (PCDD og PCDF). Noen av disse stoffene kan også produseres naturlig, som f.eks. enkelte PAH-forbindelser og dioksiner. Utslippene av slike stoffer har i den senere tid blitt betraktelig begrenset, men fortsatt tilføres norsk natur disse miljøgiftene, og marine sedimenter samt innsjøsedimenter er også i dette tilfelle lokaliteter som i stor grad kan anrikes og således bli endestasjoner for disse giftstoffene.

Det er viktig at utslipp, lekkasje og diffus spredning av organiske miljøgifter (POP's) og toksiske tungmetaller med særlig farlige egenskaper såkalte "hazardous substances" blir stoppet (Brown et al. 2000). Et miljøkvalitetsmål bør derfor være at konsentrasjonene av stoffer som forekommer naturlig i miljøet (som f.eks. kvikksølv, kadmium og bly) er nær naturgitte bakgrunnsnivåer, og at konsentrasjonene av naturfremmede stoffer (spesielt POP's) er nær null (Kemikalieinspeksjonen 1999, Brown et al. 2000). Både Oslo-Paris kommisjonen og Helsingfors-kommisjonen samt FNs konvensjon om langvegs grenseoverskridende luftforurensninger har satt fram forslag og restriksjoner som bl.a. omfatter utslippsbegrensninger og utfasing av de nevnte miljøgiftene med den nevnte hovedmålsettingen som framtidig internasjonalt miljømål (se Brown et al. 2000 for mer inngående informasjon).