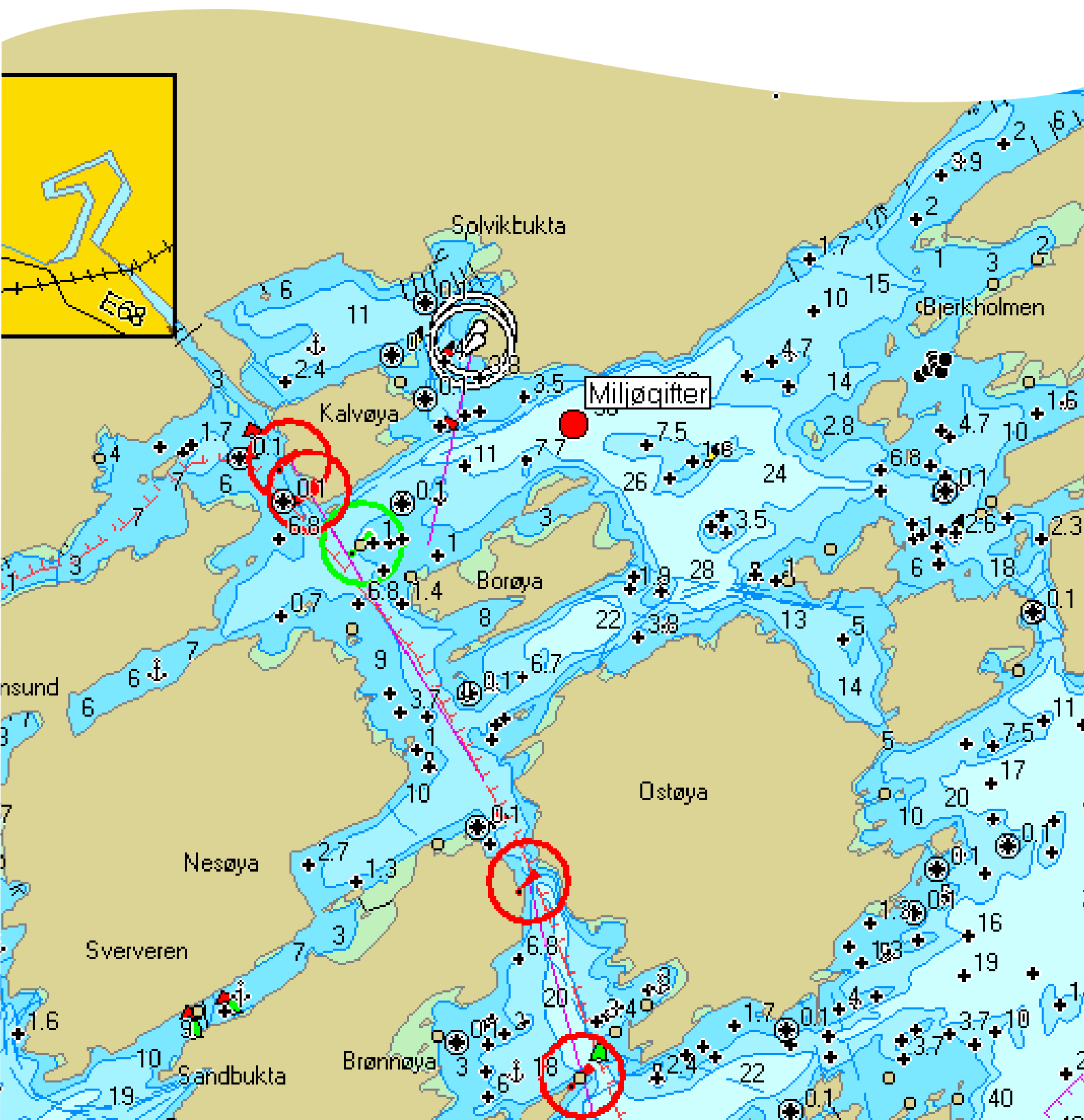


## Miljøgifter i sediment fra en datert kjerne fra Bærumsbassenget



**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
Postboks 2026  
5817 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 55 23 24 95

**NIVA Midt-Norge**

Pirsenteret, Havnegata 9  
Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Miljøgifter i sediment fra en datert kjerne fra Bærumsbassenget	Løpenr. (for bestilling) 5825-2009	Dato 10 juli 2009
	Prosjektnr. Undernr. O-29195	Sider Pris 39
Forfatter(e) John Arthur Berge Elisabeth Alve (UiO) Aud Helland (Rambøll)	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Bærum kommune	Oppdragsreferanse Brit Aase
-----------------------------------	--------------------------------

**Sammendrag**

Dypvannet i Bærumsbassenget er uten oksygen. Sediment fra et slikt område er godt egnet til å studere det historiske forløpet av tilførsler av miljøgifter. En sedimentkjerne innsamlet i 2007 fra 25 m i Bærumsbassenget viste en god datering samtidig som det forelå noe restmateriale av sedimentet. Dette restmateriale ble analysert for metallene kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu) og sink (Zn), tinnorganiske forbindelser inkludert tributyltinn (TBT) og fenyltinn (TPhT), polyklorerte bifenyler (PCB) inkludert noen utvalgte pesticider som diklordifenyiltrikloretan med nedbrytningsprodukter (sum DDT), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) samt totalt mengde nitrogen (TN) organisk karbon (TOC). Resultatene viser at miljøgiftene i Bærumsbassenget er avsatt på forskjellige tidspunkt. Maksimalkonsentrasjoner av de analyserte forbindelser ble observert i sediment avsatt som følger: PAH: 1960, metaller: 1970-73, PCB: 1973, sum DDT: 1979, TPhT: 1991, TBT: 2000. For alle de analyserte forbindelsene har en kunnet observere en betydelig reduksjon i overflatesedimentene (avsatt rundt 2005) i forhold til i sediment som er avsatt tidligere. Dette viser at innførte restriksjoner på bruk av de ulike forbindelsene har gitt en miljøgevinst i resipienten. For mange av forbindelsene (Hg, Pb Cd, Zn, sum PCB7, sum DDT og sum PAH16) ligger konsentrasjonen i dagens overflatesedimenter under den grensen som antas å kunne gi effekter på bunnfauna. Det er bare TBT og Cu som ligger over denne grensen. Resultatene viser et eksempel på at naturlig sedimentering er et tiltak som fungerer godt med tanke på å redusere miljøgiftkonsentrasjonen i overflatesedimentene i et basseng uten oksygen i bunnvannet.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Miljøgifter	1. Contaminants
2. Sedimenter	2. Sediments
3. Miljøstratigrafi	3. Environmental stratigraphy
4. Anoksia	4. Anoxia



John Arthur Berge  
Prosjektleder



for Kristoffer Næs  
Forskningsleder  
ISBN 978-82-577-5560-7



Jarle Nygard  
Fag- og markedsdirektør

**Miljøgifter i sediment fra en datert kjerne fra  
Bærumsbassenget**

## Forord

Bærum kommune har tidligere finansiert en undersøkelse av forekomst av foraminiferer i Bærumsbassenget. Undersøkelsen omfattet også aldersdatering av avsetningen i ulike dyp av sedimentet. Bærum kommune ønsket å utnytte det innsamlede materialet til miljøgiftanalyser. På forespørsel utarbeidet derfor NIVA et pristilbud datert 22. januar 2009 for slike undersøkelser. På bakgrunn av dette tilbud mottok NIVA en bestilling (datert 17.04.2009) på analyser av organiske miljøgifter og metaller i det innsamlede prøvematerialet.

I dette dokumentet rapporteres resultatet av analysene.

Alle kjemiske analyser ble gjennomført av NIVA på sedimentprøver innsamlet av Elisabeth Alve (Universitetet i Oslo) og Aud Helland (dengang NIVA, nå Rambøll).

Ved NIVA har John Arthur Berge hatt prosjektlederansvaret. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Brit Aase.

Oslo, 10. juli 2009

*John Arthur Berge*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Metode</b>	<b>8</b>
2.1 Analysert materiale	8
2.2 . Analyser av miljøgifter	10
<b>3. Resultater og diskusjon</b>	<b>12</b>
3.1 Støtteparametere	12
3.2 Metaller	15
3.3 Tinnorganiske forbindelser	21
3.3.1 Tributyltinn (TBT) med nedbrytningsprodukter	21
3.3.2 Trifenyltinn (TPhT) med nedbrytningsprodukter	21
3.4 Klororganiske forbindelser	24
3.4.1 PCB	24
3.4.2 DDT med nedbrytningsprodukter	25
3.4.3 Andre klororganiske forbindelser	27
3.5 PAH	27
<b>4. Sammenfatning og konklusjoner</b>	<b>29</b>
<b>5. Referanser</b>	<b>31</b>
<b>6. Vedlegg</b>	<b>32</b>
<b>Vedlegg A. SFTs nye klassifiseringssystem</b>	<b>32</b>
<b>Vedlegg B. Analyserapport</b>	<b>34</b>

---

# Sammendrag

Bærumsbassenget er i dag et delvis anoksisk basseng der vannet dypere enn ca 15 m i hovedsak er uten oksygen. Basert på undersøkelser av foraminiferer i sedimentene og aldersdatering av sedimentet synes det klart at den naturlige tilstand for dette bassenget i 25 m dyp er forekomst av hydrogensulfidholdig vann. Sediment fra et slikt område er godt egnet til å studere det historiske forløpet av tilførsler av miljøgifter. En 59 cm lang sedimentkjerne innsamlet i 2007 fra 25 m i Bærumsbassenget i forbindelse med nevnte foraminiferundersøkelse viste en god datering. Resultatet fra miljøgiftanalyser av restmaterialet fra den daterte kjernen presenteres i denne rapporten. I alt ble det foretatt kjemiske analyser på 11 dybdesnitt med en alder tilsvarende tidsintervallet fra før 1800 til ca 2005 slik at det historiske forløpet av tilførsler av miljøgifter til Bærumsbassenget kan beskrives. Prøvene ble analysert for metallene kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu) og sink (Zn), tinnorganiske forbindelser inkludert tributyltinn (TBT) og trifenylyltinn (TPhT), polyklorerte bifenyler (PCB) inkludert noen utvalgte pesticider som diklordifenyiltrikloretan (DDT) med nedbrytningsprodukter (omtalt som sum DDT) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Som støtteparametere ble prøvene analysert for totalt mengde nitrogen (TN) og organisk karbon (TOC). Resultatene viser at miljøgiftene i Bærumsbassenget er avsatt på forskjellige tidspunkt. For PAH, kobber og kvikksølv startet tilførsler allerede i begynnelsen av forrige århundre eller før. Først fra 1960 til 1970 økte konsentrasjonene av de syntetiske forbindelsene som DDT og like etter (1970-1973) økte også tilførselene av PCB. De tinnorganiske forbindelsene som TBT ble sist introdusert og økningen i tilførselene startet etter 1973. For alle de analyserte forbindelsene har en kunnet observere en betydelig reduksjon i overflatesedimentene avsatt rundt 2005 i forhold til maksimalkonsentrasjonen lenger ned i sedimentet som er avsatt i tidligere tider. Dette tyder på at de restriksjonene/forbudene som er innført på bruk av disse stoffene har gitt en miljøgevinst i Bærumsbassenget. For PCB og DDT er det relativt godt samsvar med når forbudene mot bruk ble innført og når konsentrasjonsreduksjonen fant sted i resipienten. Forbudet mot bruk av TBT på småbåter, innført i 1990, kunne imidlertid ikke spores i sediment avsatt i 2000. For mange av forbindelsene (Hg, Pb, Cd, Zn, PCB, DDT og PAH) ligger konsentrasjonen i dagens overflatesedimenter under den grensen som antas å kunne gi effekter på bunnfauna og det er bare TBT og Cu som i nyavsatt materiale (2005) fremdeles ligger over denne grensen. Siden i Bærumsbassenget er et naturlig anoksisk basseng og dermed uten bunnfauna i dypområdene har de litt høye konsentrasjoner av kobber og TBT i overflatesedimentene liten praktisk betydning for bunnfaunaen. Resultatene viser et eksempel på at naturlig sedimentering er et tiltak som fungerer godt med tanke på å redusere miljøgiftkonsentrasjonen i overflatesedimentene i et anoksisk basseng.

## Metaller

Laveste konsentrasjon ble observert i sediment avsatt rundt ca 1800, dvs. i den dypeste delen av kjernen. Fra en gang etter 1800 og før 1907 ble det observert en økning i metallkonsentrasjonene frem til de nådde et maksimum tidlig på 1970-tallet og avtok så frem mot vår tid. Den relative økningen i konsentrasjon fra ca 1800 til ca 1970 var betydelig større for kvikksølv enn for de øvrige metallene. Kvikksølv er det metallet som i dag relativt sett avviker mest fra konsentrasjonen i sediment avsatt rundt 1800. Kvikksølv er også det metallet som fra sin maksimalverdi på 70-tallet er blitt redusert mest frem mot vår tid. Resultatene viser at konsentrasjonen i overflatesedimentene ligger under grensen for toksiske effekter for alle metallene unntatt kobber. For alle metallene har det imidlertid vært kortere (Cd, Pb, Zn) eller lengre (Cu, Hg) perioder i historien hvor konsentrasjonen i overflatesedimentet lå over grensen for antatte toksiske effekter

### **Tinnorganiske forbindelser**

Både butyltinnforbindelsene (inklusive TBT) og fenyltinnforbindelsene (inklusive TphT) forelå i lave konsentrasjon i sedimentene avsatt før 1973. I sediment avsatt fra ca 1973 og frem til ca 2005 ble det imidlertid observert relativt høye konsentrasjoner av butyltinnforbindelser med et maksimum i 1985 og en nedgang fra 2000 til 2005 (overflatesedimentet). I hele perioden etter 1970 har konsentrasjonen av TBT ligget høyere enn det som antas å gi effekter på følsomme organismer. Konsentrasjonen av trifenylytinn økte fra 1973 og nådde et maksimum i 1991 for deretter å avta igjen i de øverste 7 cm av sedimentene. Ut fra fordelingen av TBT og TPhT i sedimentene ser det ut til at reduksjonen i tilførsel av trifenylytinn startet noe tidligere enn for tributyltinn.

### **PCB**

Det ble observert lave konsentrasjoner av PCB (målt som sum PCB7) i sediment avsatt fram til 1960. Fra 1960 økte konsentrasjonen til den nådde et maksimum i 1973 for deretter å avta betydelig frem til 1985 hvoretter reduksjonen var mer moderat. På sitt høyeste var konsentrasjonen av sum PCB7 ca 16 ganger høyere enn det som ble observert i 2005. Fra ca 1991 og frem til i dag (ca 2005) har de avsatte sedimentene inneholdt såpass lave nivåer av sum PCB7 at de har ligget under antatt grense for toksiske effekter på bunnfauna.

### **DDT**

Det ble observert lave konsentrasjoner av alle de DDT-relaterte forbindelsene i sediment avsatt fram til 1960. Fra 1960 økte konsentrasjonen av DDE og DDD til de nådde et maksimum i 1970. Deretter avtok konsentrasjonene betydelig frem til 1985 hvoretter reduksjonen var mer moderat. I alle sedimentprøvene var konsentrasjonen av DDT relativt lav. Den lave konsentrasjonen av DDT kan skyldes de anaerobe forholdene i sedimentet i Bærumsbassenget som fører til at DDT relativt raskt forvandles til DDD. Fra ca 1980 tallet og frem til i dag (ca 2005) har de avsatte sedimentene inneholdt såpass lave nivåer av sum DDT (DDE+DDD+DDT) at de har ligget under antatt grense for toksiske effekter på bunnfauna.

### **PAH**

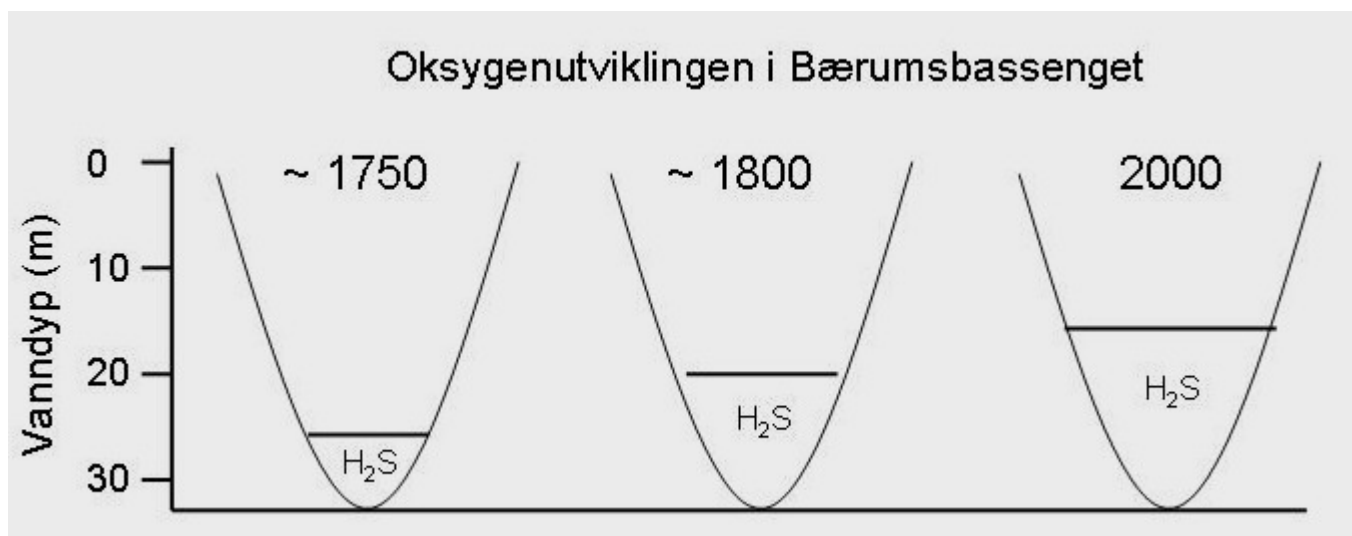
Til forskjell fra de øvrige forbindelser som er analysert ble det observert høye konsentrasjoner av PAH (målt som sum PAH16) i sediment avsatt så langt tilbake som til 1907. Fra dette tidspunkt økte konsentrasjonen frem til de nådde sitt maksimum i sediment avsatt ca 1960 for deretter å avta igjen. På sitt høyeste var konsentrasjonen av Sum PAH16 85 ganger høyere enn det som ble observert i 2005. Fra ca 1973 og frem til i dag (ca 2005) har de avsatte sedimentene inneholdt såpass lave nivåer av sum PAH16 at de har ligget under antatt grense for toksiske effekter på bunnfauna. De noe høye konsentrasjonene av PAH i sedimentene avsatt tidlig i forrige århundre kan ha noe sammenheng med tilførsel av forbrenningsprodukter fra den kalkbrenningsaktiviteten som foregikk i Bærum i første halvdel av forrige århundre og tidligere.

# 1. Innledning

Bærumsbassenget er i dag et delvis anoksisk basseng (se Alve mfl. 2009 for en områdebeskrivelse og en beskrivelse av hydrografiske forhold). Bærum kommune har fått gjennomført en undersøkelse av forekomst av foraminiferer i Bærumsbassenget (Alve mfl. 2009). Målet med studiene var å vurdere om sedimentene i bassenget var naturlig anoksiske, eller om forholdene representerer en tilstand som har utviklet seg som følge av økte tilførsler av organisk materiale fra menneskelig aktivitet. Arbeidet omfattet også aldersdatering av sediment og viser blant annet at de dypere delene av Bærumsbassenget har vært anoksiske tilbake til 1700-tallet (**Figur 1**). Gjennomførte målinger siden 60-tallet viser også anoksiske forhold dypere enn ca 15 m (**Figur 2**) og det har ikke vært observert noen forbedring av oksygenforholdene siden 1960-tallet.

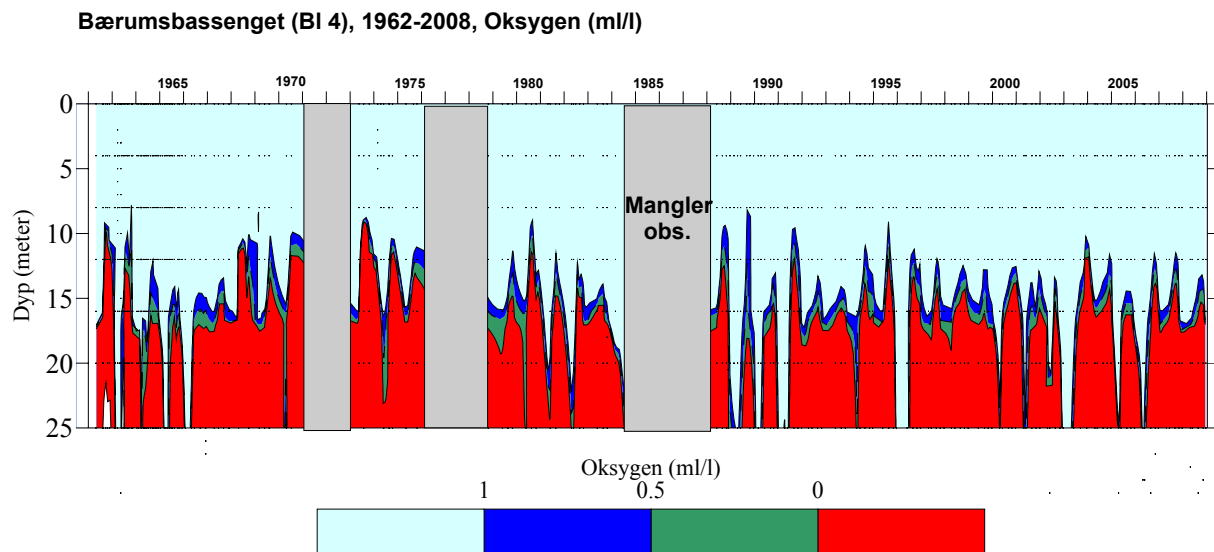
I en kjerne fra 25 m dyp (den som analyseres for miljøgifter i denne rapporten) ble det ikke observert spor av bentiske foraminiferer før en kom ned i dybdeintervallet 62-64 cm. Den dominerende arten der var *Stainforthia fusiformis* (Williamson), den mest karakteristiske lav-oksygenarten i våre fjordområder (Alve mfl. 2009). Individkonsentrasjonen var imidlertid så lav at det er usikkert om foraminiferene i prøven virkelig representerer faunaen som levde på stedet da sedimentene ble avsatt, eller om de er blitt transportert inn fra noe grunnere områder i forbindelse med for eksempel en dypvannsfornyelse. Det synes likevel klart at naturlig tilstand for dette bassenget er overveiende hydrogenulfidholdig vann på 25 meters dyp (Alve m.fl, 2009.)

Etter at dateringsarbeidet og faunakarakteriseringen var foretatt av Alve m fl. (2009) forelå det fremdeles noe restmateriale. Deler av dette restmaterialet var spesielt godt egnet til å studere det historiske forløpet av tilførsler av miljøgifter til Bærumsbassenget. Egnetheten knyttet seg først og fremst til at kjernen synes å være uforstyrret (grunnet mangel på gravende organismer), var tatt i et område som trolig har vært anoksisk, i alle fall siden før 1800 (ned til en dybde av 62 cm), og dessuten at det var foretatt en god datering av kjernen.



**Figur 1.** Skisse av den historiske oksygenutviklingen i Bærumsbassenget siden midten av 1700-tallet. Den vertikale utbredelsen av vannmasser med dominerende oksygensvikt har ekspandert i løpet av de siste to til tre hundre årene (Kilde: Alve mfl. 2009).



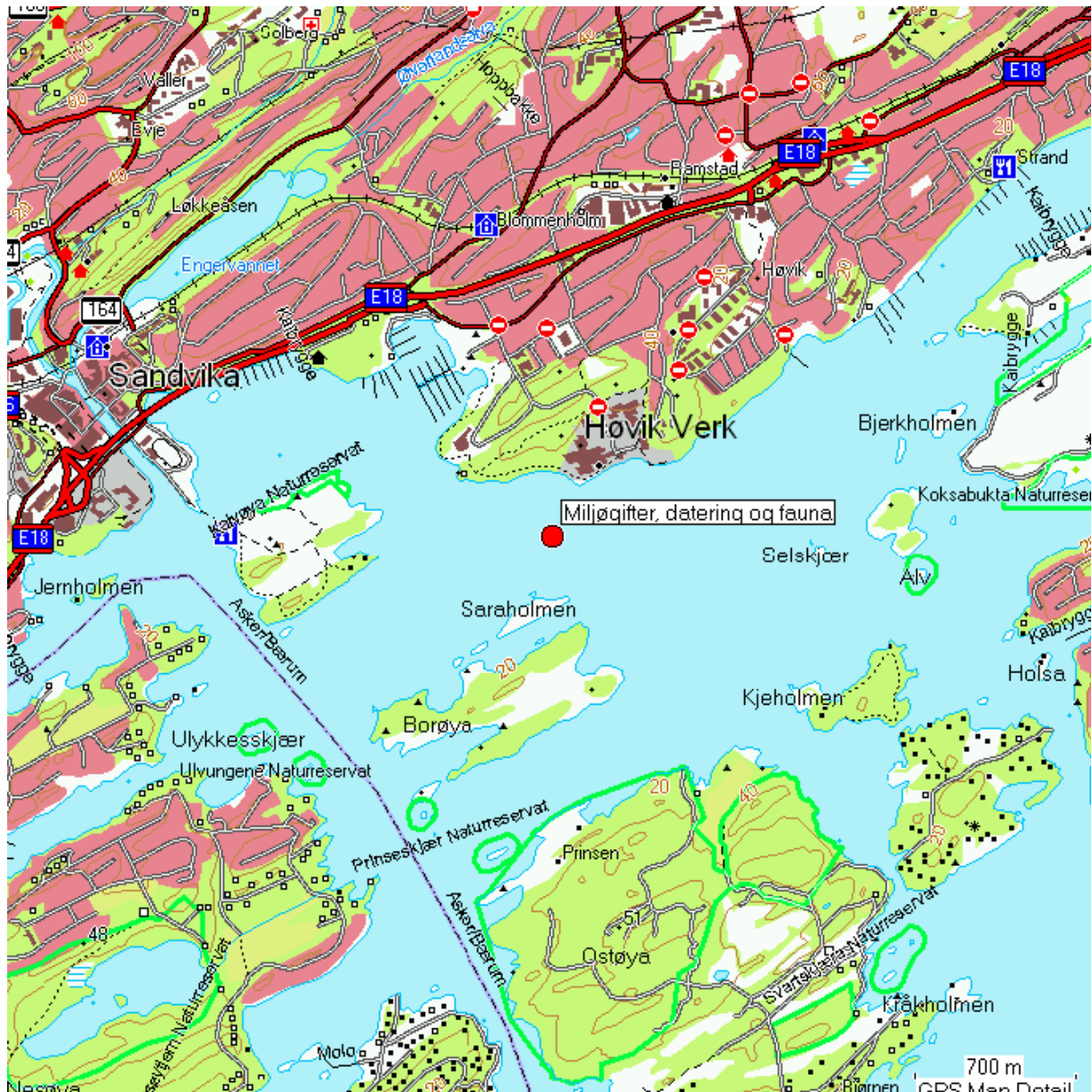


**Figur 2.** Oksygenkonsentrasjonen i Bærumsbassenget 1962-2008. Bare konsentrasjoner mindre enn 1 ml/l er markert spesielt (Kilde: Berge m. fl 2009).

## 2. Metode

### 2.1 Analysert materiale

Sedimentkjernen som er analysert ble innsamlet 17 april 2007 fra 25 m i Bærumsbassenget (**Figur 3**). Kjernen som ble valgt ut (Corer ST 2 i Alve mfl. 2009) viste en god datering. Resultatene fra dateringen av de ulike sedimentsnittene på denne kjernen ses i **Tabell 1**. Etter at dateringsarbeidet og faunakarakteriseringen var foretatt av Alve m fl. (2009) forelå det fremdeles noe restmaterialet fra den daterte kjernen i tilstrekkelige mengder for miljøgiftanalyser. Det var likevel nødvendig å slå sammen noen dybdesnitt for å få tilstrekkelig materiale for alle analysene (se **Tabell 1**). Det er resultatet fra miljøgiftanalyser på dette restmaterialet som presenteres i denne rapporten. I alt ble det foretatt kjemiske analyser på 11 dybdesnitt med en alder tilsvarende tidsintervallet fra før 1800 til ca 2005 (se **Tabell 1**) slik at det historiske forløpet av tilførsler av miljøgifter kan beskrives.



**Figur 3.** Kart som viser hvor sedimentkjernen som ble brukt til miljøgiftanalysene ble tatt.

**Tabell 1.** Tabell som viser dyp i sedimentet og alder på sedimentet og hvilke årstall sedimentene ble avsatt. I siste kolonne vises de dybdesnittene som ble analysert for miljøgifter og hvilke alder disse antas å ha.

Dyp (cm)	Dybdeintervall (cm)	Alder (år)	Årstall (fra datering)	Beregnet avsetnings årstall
0				2005
1,5	1-2	3	2004	
2,5	2-3	5	2002	2000
3,5	3-4	9	1998	
4,5	4-5	14	1993	1991
5,5	5-6	17	1990	
6,5	6-7	21	1986	1985
7,5	7-8	24	1983	
10,5	10-11	33	1974	1973
11,5	11-12			
12,5	12-13	37	1970	1970
13,5	13-14	41	1966	Ikke analysert
14,5	14-15			1960
15,5	15-16	53	1954	Ikke analysert Ikke analysert Ikke analysert
16,5	16-17			
17,5	17-18			
18,5	18-19			1943
19,5	19-20			Ikke analysert
20,5	20-21	71	1936	1936
25,0	24-26	100	1907	1907
59	58-60			Ca 1800

## 2.2 . Analyser av miljøgifter

Alle de 11 prøvene ble analysert for metallene kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu) og sink (Zn), tinnorganiske forbindelser inkludert tributyltinn (TBT), polyklorerte bifenyler (PCB) inkludert noen utvalgte pesticider (inkludert DDT-forbindelser), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Som støtteparametere ble også alle prøvene analysert for totalt mengde nitrogen (TN) organisk karbon (TOC). En oversikt over de anvendte analysemetodene ses i **Tabell 2**.

**Tabell 2. Oversikt over anvendte analysemetoder.**

ICP-AES=Induktivt koblet plasma - emisjonsspektrometri. GC/ECD= gasskromatograf med elektroninnfangingsdetektor. MSD=masseselektiv detektor.

GC-AED=gasskromatograf med atomemisjonsdetektor. GC/MSD=gasskromatograf med masseselektiv detektor. FID=flammeionisasjonsdetektor.

Prøvetype	Parameter	Analysemetode
Sediment	TOC og TN	NIVA-metode nr G 6. Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Nitrogenoksyder reduseres til N <sub>2</sub> -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N <sub>2</sub> - og CO <sub>2</sub> -gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Instrumentering: Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS.
Sediment	PCB inkludert utvalgte pesticider (HCB, γ HCH, α HCH, DDD, DDE)	NIVA-metode nr H 3-3. Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektive retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard. Instrumentring: Gasskromatograf Agilent 6890N med autosampler 7683B. Systemet er utstyrt med to stk split/splitless injector og to stk elektroninnfangingsdetektor (ECD).
Sediment	PAH	NIVA-metode nr H 2-3. Prøvene tilsettes indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Ekstraktet gjennomgår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder. Instrumentring: Hewlett Packard modell 6890 Series Plus+ og HP 6890 Serie Net, begge med PTV- og split/splitless injector, og HP autosampler 6890 og 7683. Systemet er utstyrt med HD modell 5973 MSD masseselektiv detektor, og kolonne DBM-MS 30 m x 0,25 mm i.d. x 0,25 μm.
Sediment	Metaller (Cd, Cu, Pb, Zn)	Sedimentene er oppsluttet etter NS 4770. Dette innebærer bruk av 7 M salpetersyre (dvs. konsentrert salpetersyre fortynnet 1:1 med vann). Prøvene kokes 30 minutter i autoklav ved 120 °C. Metallanalysene ble foretatt med ICP-AES (NIVA-metode nr E 9-5). Prøvene introduseres til instrumentet med en peristaltisk pumpe koblet til en nebulizer der prøveløsningen forstøves. Vanndråpene separeres etter størrelse i et spraykammer og den fine andelen av aerosolen transporteres til et argonplasma, der aerosolen atomiseres og ioniseres. Emisjonen fra plasmaet separeres i spektrometeret og måles med en CCD detektor. Detektoren har et lineært område på 5 - 6 dekaner fra deteksjonsgrensen. Instrumentring: Perkin-Elmer Optima 4300 DV ICP-AES spektrometer, Perkin-Elmer Autosampler AS 93 plus, Hewlett Packard LaserJet 100.

Tabell 2 (fortsettelse)

Sediment	Kvikksølv	Sedimentene er oppluttet etter NS 4770. Dette innebærer bruk av 7 M salpetersyre (dvs. konsentrert salpetersyre fortynnet 1:1 med vann). Prøvene kokes 30 minutter i autoklav ved 120 °C. Analyse foretas ved kalddampeteknikk (NIVA-metode nr E 4-3). Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgameringsystem. Instrumentering: Perkin-Elmer FIMS-400 med P-E AS-90 autosampler og P-E Amalgam System AA Accessory.
Sediment	Tinnorganiske forbindelser	NIVA-metode nr H 14-1. Prøvene tilsettes en indre standard og oppluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjonskromatografi og oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon, GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås, og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden. Instrumentering: Hewlett Packard 5890 Series II gasskromatograf med HP 7673 autoinjektor og HP 5921 atomemisjons-detektor.

### 3. Resultater og diskusjon

Analyserapport for alle analysene finnes i Vedlegg B.

#### 3.1 Støtteparametere

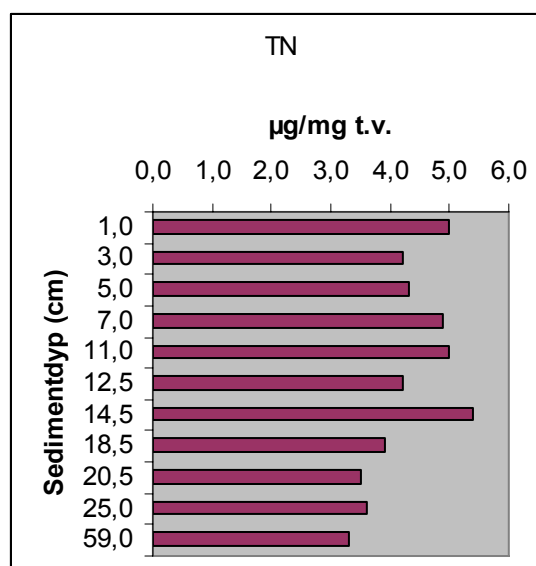
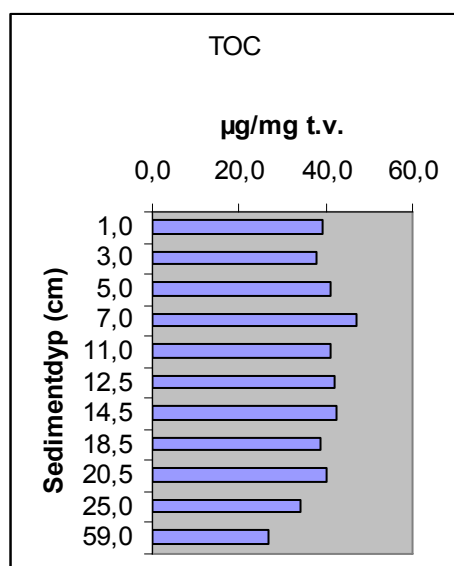
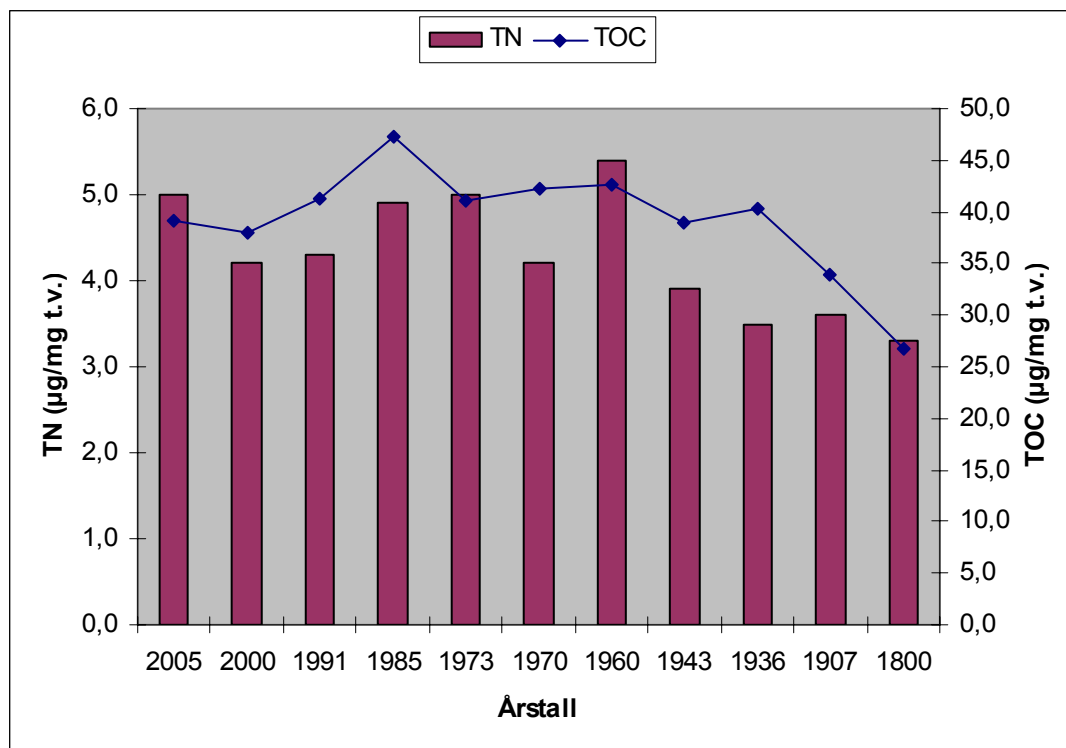
De observerte konsentrasjonene av TOC og TN i sedimentet viser en tendens til noe lavere konsentrasjoner i de eldre/dypere sedimentene (**Figur 4**), mens konsentrasjonen i sediment grunnere enn ca 14,5 cm (yngre enn ca 1960) viste jevnere konsentrasjoner. I forhold til konsentrasjonen av metaller er innholdet av karbon og nitrogen i sedimentene mindre konservativt. Karbonforbindelsene kan blant annet metaboliseres/nedbrytes til karbondioksyd og forsvinne ut av sedimentene. Konsentrasjonen av karbon og til dels også nitrogen i de ulike sedimentdypene behøver derfor ikke å beskrive tilførselene direkte. De anoksiske forholdene har imidlertid trolig bidratt til at nedbrytningen har vært relativt liten i forhold til et oksisk sediment.

Dersom vi antar at tilførselene fra ca 1800 til 1943 var tilnærmet den samme fra år til år, og at forskjeller i konsentrasjon over denne perioden representerer nedbrytning kan vi ved enkel lineær regresjon over perioden 1800-1943 få frem ligninger som ses i **Figur 5**. Ved fremskrivelse av disse ligninger i tid for perioden etter 1943 fås en antydning av hva konsentrasjonen av C og N i sedimentet hadde vært dersom sedimenteringen hadde fortsatt i samme konstante nivå som antatt for perioden 1800-1943 frem til i dag (**Tabell 3**). Differansen mellom den observerte konsentrasjonen og den beregnede konsentrasjonen gir et grovt bilde av om tilførselene av C og N de senere årene har vært annerledes enn i tidsrommet 1800-1943.

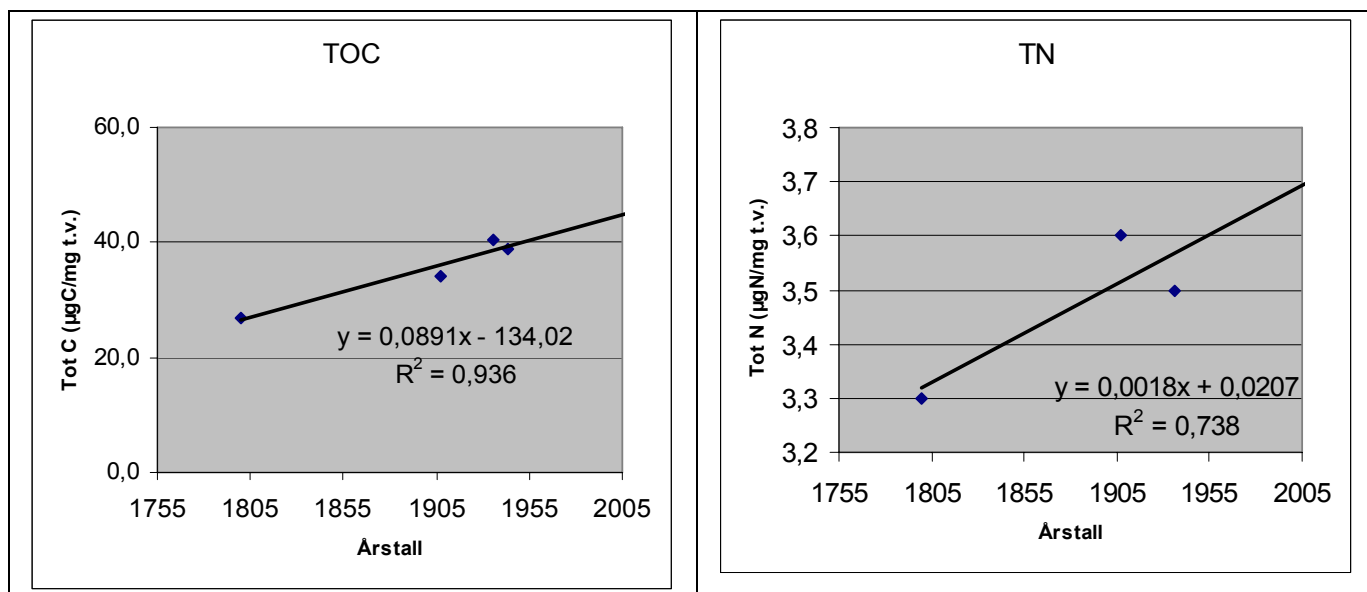
Resultatene (**Tabell 3**) antyder at tilførselene av karbon har vært redusert fra og med 1991 og at de største tilførselene fant sted i perioder innenfor tidsintervallet 1936-1985. For nitrogen ble det ikke observert noen tydelig nedgang i tilførselene de senere år og tilførselene har trolig vært større etter ca 1960 enn før (**Tabell 3**). De største tilførselene av kloakk til Bærumsbassenget stoppet opp tidlig på 1980-tallet ved oppstart av VEAS renseanlegg. Dette kan være en medvirkende årsak til at tilførselene av organisk karbon ser ut til å ha blitt redusert fra og med 1991 (**Tabell 3**). I tidligere tider har det

imidlertid også vært betydelige tilførsler av organisk karbon i form av sagflis fra lokal sagbruksaktivitet. Det er imidlertid vanskelig å se resultater av disse utslippene på TOC-innholdet i sedimentet.

**Tabell 3** (del B) viser også C/N forholdet i sedimentet. Resultatene tyder på at C/N forholdet, i alle fall de senere år, er mindre enn det hadde vært dersom tilførslene av C og N hadde fortsatt slik som i perioden før 1943.



**Figur 4.** Konsentrasjonen av totalmengden organisk karbon (TOC) og totalmengden nitrogen i sediment som representerer ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst).



**Figur 5.** Konsentrasjonen av totalmengden organisk karbon (TOC) og totalmengden nitrogen (TN) som funksjon av årstall. Inntegnet regresjonslinje er beregnet på data fra perioden ca 1800 til 1943.

**Tabell 3.** Observerte og beregnede konsentrasjoner av karbon og nitrogen i ulike dyp av sedimentet. Det er også beregnet en hypotetisk konsentrasjon for C og N som forutsetter at tilførslen har vært konstante i perioden 1800-1943 og nedbrytningen i perioden etter 1943-2005 har vært den samme som i perioden før. Avvik mellom observert og beregnet innhold av C og N er også vist for hvert dybdeintervall. Positive avvik i del A av tabellen betyr at tilførslene har vært større enn for perioden før 1943 og negative avvik indikerer at tilførslene har vært mindre. I del B av tabellen er C/N forhold for observerte og beregnede konsentrasjoner av C og N også vist. I del B av tabellen betyr positive avvik at C/N forholdet er mindre enn det hadde vært dersom tilførslene av C og N hadde fortsatt slik som i perioden før 1943. Negative avvik i del B betyr at C/N forholdet er større enn dersom tilførslen hadde fortatt som før 1943

**A**

Datering	Sediment dyp (cm)	Tot C Observert ( $\mu\text{gC}/\text{mg t.v.}$ )	Tot C (hypotetisk) ( $\mu\text{gC}/\text{mg t.v.}$ )	Avvik C ( $\mu\text{gC}/\text{mg t.v.}$ )	Tot N Observert ( $\mu\text{gN}/\text{mg t.v.}$ )	Tot N (hypotetisk) ( $\mu\text{gN}/\text{mg t.v.}$ )	Avvik N ( $\mu\text{gN}/\text{mg t.v.}$ )
2005	1,0	39,2	44,6	-5,4	5,0	3,6	1,4
2000	3,0	38,0	44,2	-6,2	4,2	3,6	0,6
1991	5,0	41,2	43,4	-2,2	4,3	3,6	0,7
1985	7,0	47,2	42,8	4,4	4,9	3,6	1,3
1973	11,0	41,0	41,8	-0,8	5,0	3,6	1,4
1970	12,5	42,2	41,5	0,7	4,2	3,6	0,6
1960	14,5	42,6	40,6	2,0	5,4	3,5	1,9
1943	18,5	38,9	39,1	-0,2	3,9	3,5	0,4
1936	20,5	40,3	38,5	1,8	3,5	3,5	0,0
1907	25,0	34,0	35,9	-1,9	3,6	3,5	0,1
1800	59,0	26,8	26,4	0,4	3,3	3,3	0,0

**B**

Datering	Sediment dyp (cm)	Tot C/Tot N Observert	Tot C/ Tot N (hypotetisk)	C/N avvik
2005	1,0	7,84	12,29	4,45
2000	3,0	9,05	12,20	3,15
1991	5,0	9,58	12,03	2,45
1985	7,0	9,63	11,92	2,29
1973	11,0	8,20	11,69	3,49
1970	12,5	10,05	11,64	1,59
1960	14,5	7,89	11,45	3,56
1943	18,5	9,97	11,11	1,14
1936	20,5	11,51	10,98	-0,54
1907	25,0	9,44	10,39	0,95
1800	59,0	8,12	8,08	-0,04

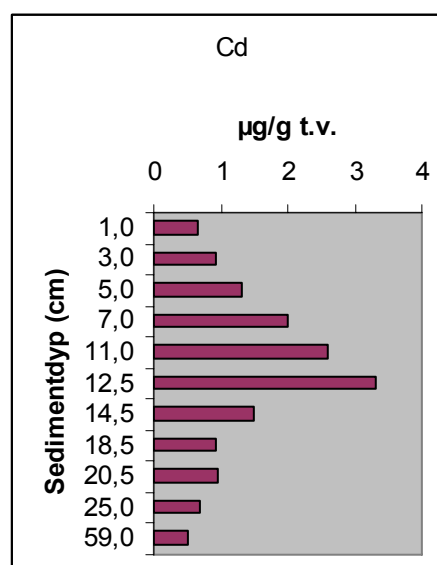
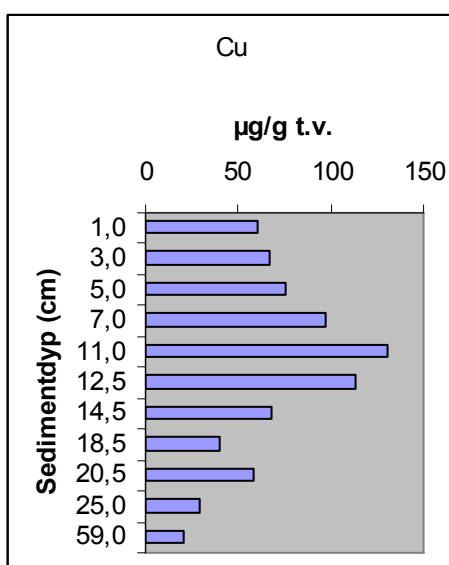
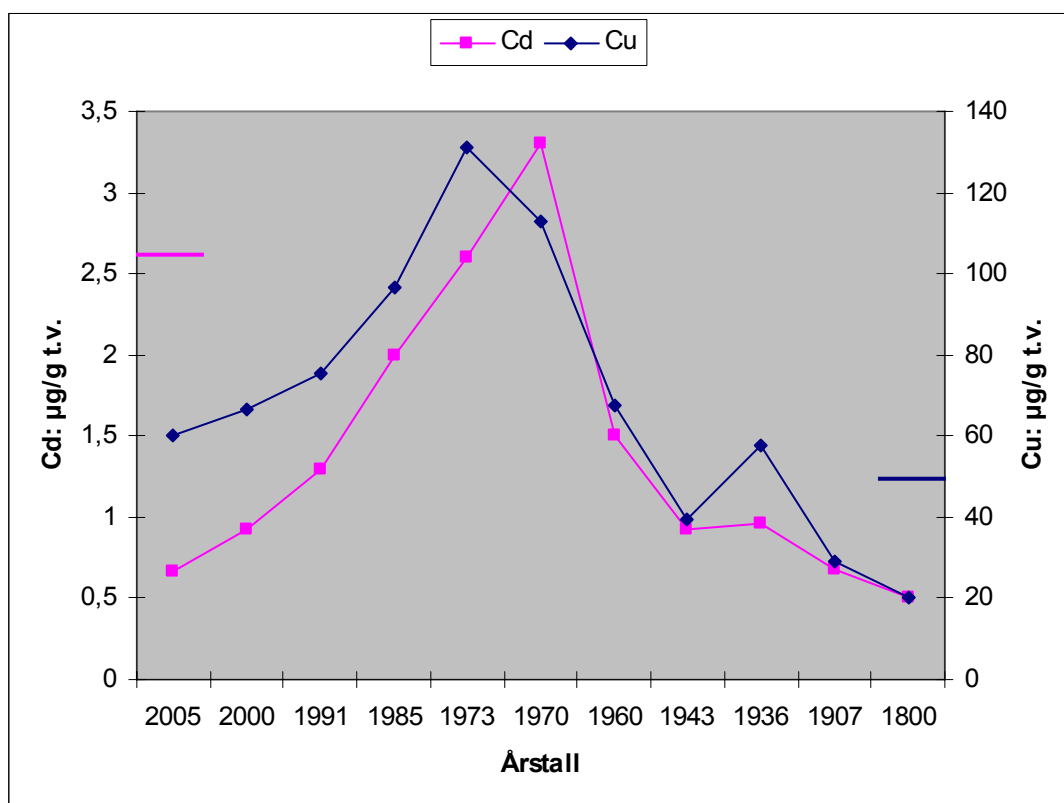
### 3.2 Metaller

Sediment avsatt fra ca 1800 og fram til i dag (Ca 2005) viser at alle de analyserte metallene forelå som laveste konsentrasjon i sedimentene avsatt rundt ca 1800, dvs. i den dypeste delen av kjernen (se **Figur 6** til **Figur 8**). Fra en gang mellom ca 1800 og 1907 ble det observert en økning i metallkonsentrasjonene frem til de nådde et maksimum tidlig på 1970-tallet og deretter avtok frem mot vår tid (se **Figur 6** til **Figur 8** og **Tabell 4**). Den relative økningen i metallkonsentrasjon fra ca 1800 til ca 1970 var betydelig større for kvikksølv enn for de øvrige metaller (**Tabell 4**). Minst økning

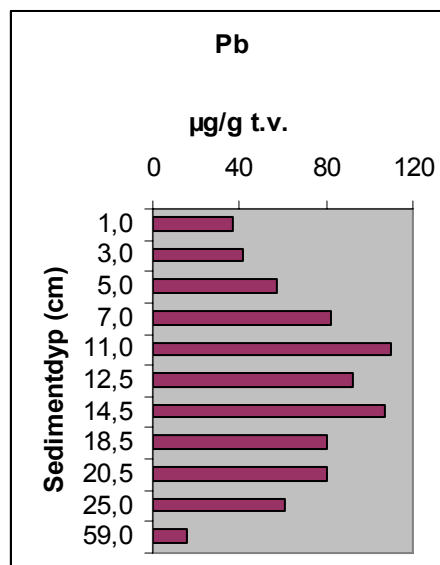
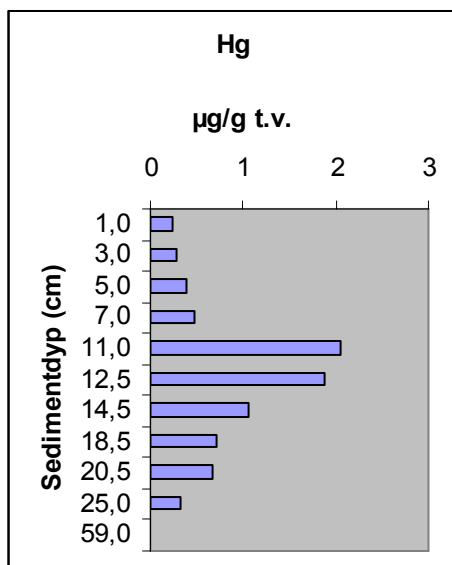
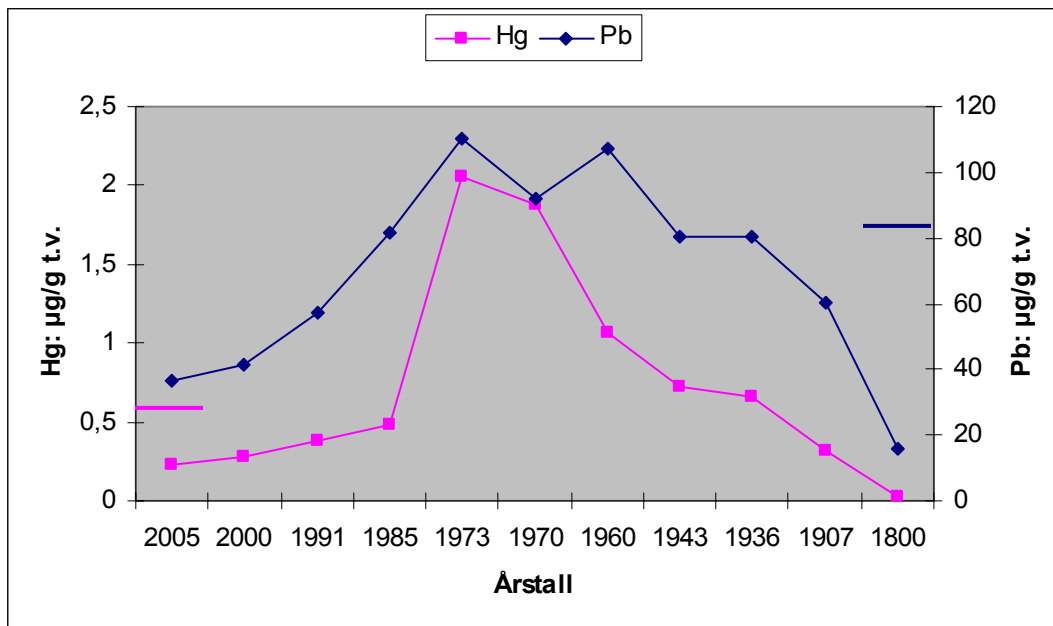


ble observert for sink. Kvikksølv er det metallet som i dag relativt sett avviker mest fra konsentrasjonen i sediment avsatt rundt 1800 (**Tabell 4**). Kvikksølv er imidlertid også det metallet som fra sin maksimalverdi på 70-tallet relativt sett er blitt redusert mest frem mot vår tid (**Tabell 4**).

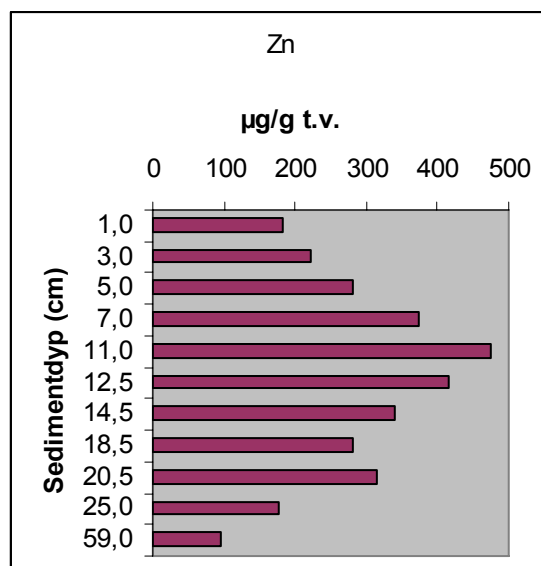
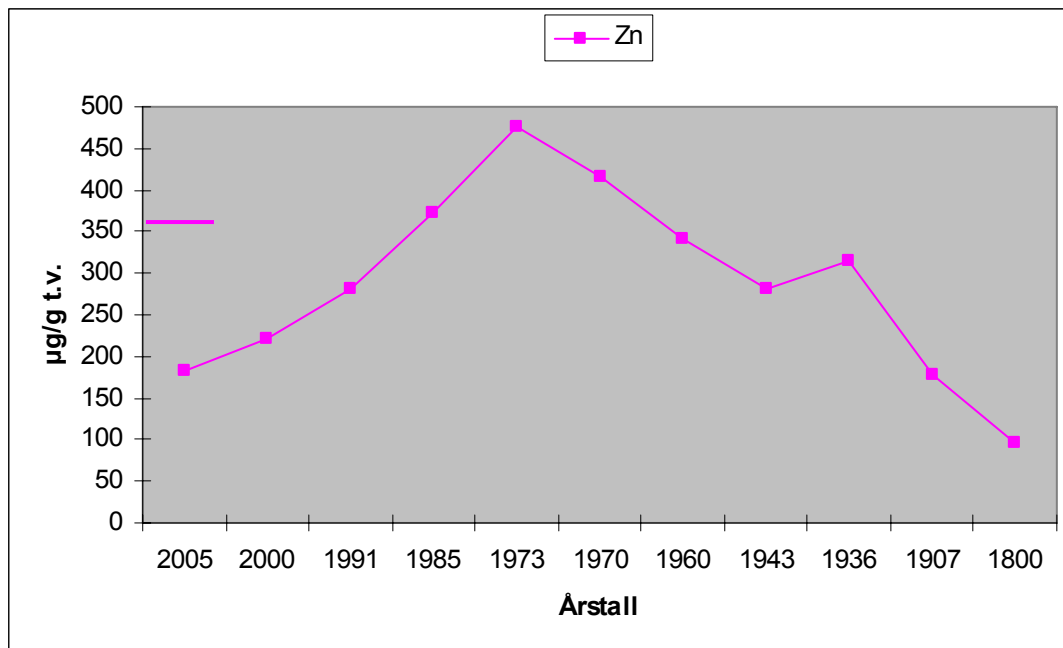
Øverst i **Figur 6** til **Figur 8** er konsentrasjonsgrensen mellom klasse II og klasse III i SFTs klassifiseringssystem (TA-2229/2007) inntegnet. Grensen representerer det konsentrasjonsnivået hvor en kan forvente at toksiske effekter for bunnfauna ved langtidseksposering inntre og må dermed oppfattes som grensen for tilnærmet god miljøtilstand. De observerte metallkonsentrasjoner viser at overflatesedimentene for alle metallene unntatt kobber ligger under grensen for toksiske effekter. For alle metallene har det imidlertid vært kortere (Cd, Pb, Zn) eller lengre (Cu, Hg) perioder i historien hvor konsentrasjonen, i det som den gang var overflatesediment, lå over grensen for antatte toksiske effekter (**Figur 6** til **Figur 8**). Siden Bærumsbassenget er anoksisk i dypområdene er det i hovedsak oksygenforholdene som er avgjørende for forekomst av bunndyr og ikke de metallkonsentrasjonene som måtte være over klasse II.



**Figur 6.** Konsentrasjonen av kobber (Cu) og kadmium (Cd) i sediment avsatt i ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst). På den øverste figuren er grensen mellom klasse II (ingen toksiske effekter) og klasse III (kroniske effekter ved langtidseksponering kan forekomme) i SFTs klassifiseringssystem (TA-2229/2007) inntegnet ved en farget strek på konsentrasjonsaksene.



**Figur 7.** Konsentrasjonen av kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i sediment avsatt i ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst). På den øverste figuren er grensen mellom klasse II (ingen toksiske effekter) og klasse III (kroniske effekter ved langtidseksponering kan forekomme) i SFTs klassifiseringssystem (TA-2229/2007) inntegnet ved en farget strek på konsentrasjonsaksene.



**Figur 8.** Konsentrasjonen av sink (Zn) i sediment avsatt i ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst). På den øverste figuren er grensen mellom klasse II (ingen toksiske effekter) og klasse III (kroniske effekter ved langtidseksposering kan forekomme) i SFTs klassifiseringssystem (TA-2229/2007) inntegnet ved en farget strek på konsentrasjonsaksen.

**Tabell 4.** Forholdet mellom (A) konsentrasjonen i overflatesedimentet (2005) og på 59 cm dyp i sedimentet (ca 1800), (B) forholdet mellom maksimal konsentrasjonen og konsentrasjonen på 59 cm dyp (ca 1800) og (C) forholdet mellom maksimal konsentrasjonen og konsentrasjonen i overflatesedimentet (ca 2005). Forholdene er uttrykt i prosent. Årstall for maksimalkonsentrasjonen av det enkelte metall er også vist.

<b>Forbindelse/metall</b>	<b>A: 2005/1800 (%)</b>	<b>B: Max /1800 (%)</b>	<b>C: Max/2005 (%)</b>	<b>År for max konsentrasjon</b>
<b>TN</b>	152	164	108	1960
<b>TOC</b>	146	176	120	1985
<b>Kadmium (Cd)</b>	134	660	493	1970
<b>Kobber (Cu)</b>	295	642	218	1973
<b>Kvikksølv (Hg)</b>	958	8542	891	1973
<b>Bly (Pb)</b>	228	688	301	1973
<b>Sink (Zn)</b>	191	498	262	1973

## 3.3 Tinnorganiske forbindelser

### 3.3.1 Tributyltinn (TBT) med nedbrytningsprodukter

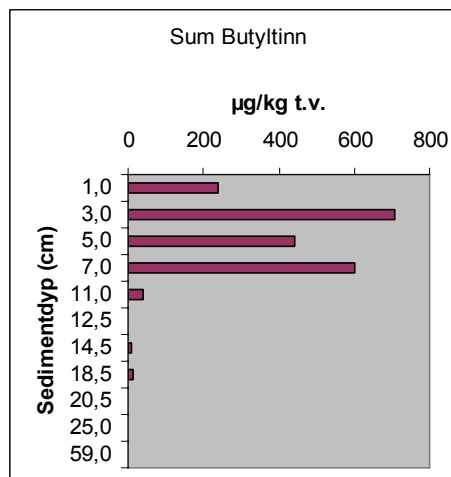
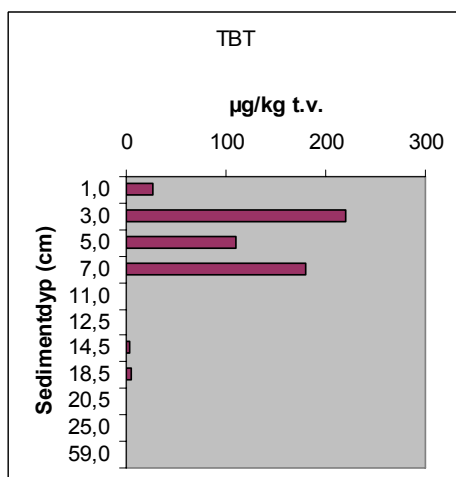
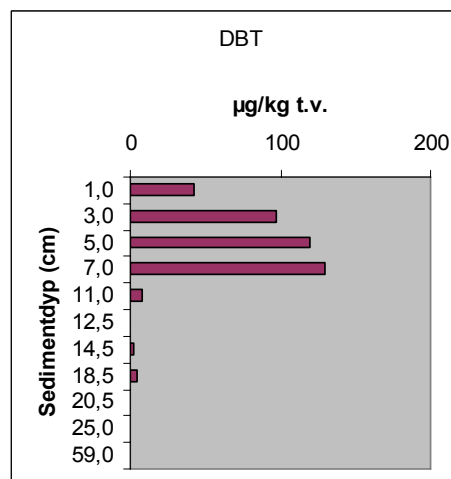
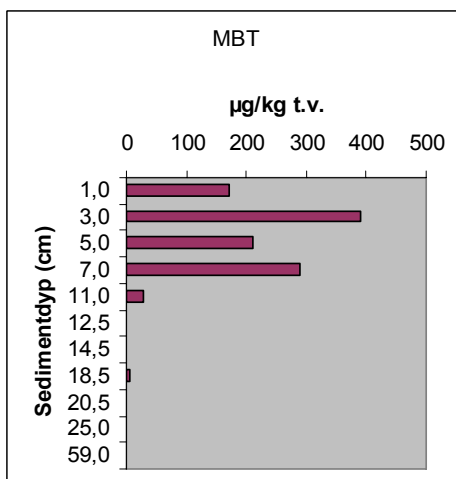
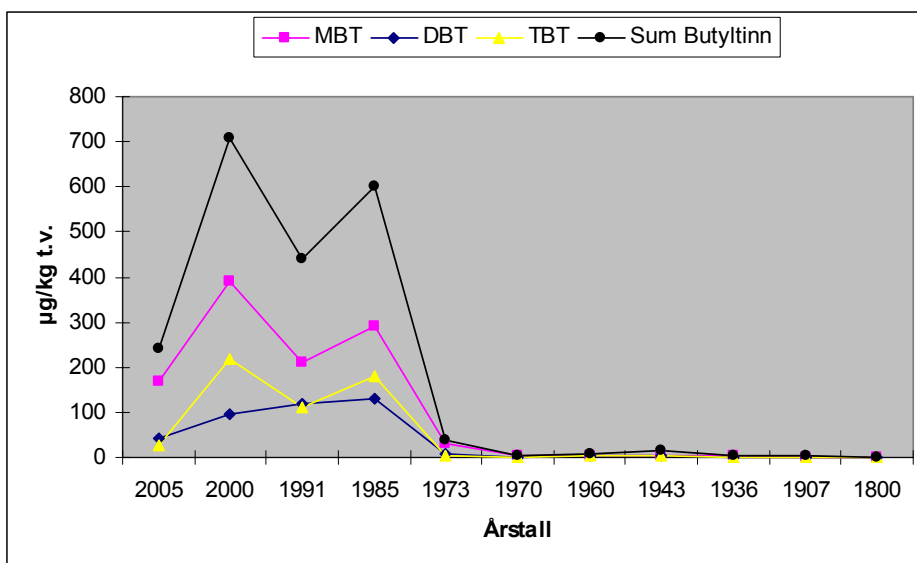
De observerte konsentrasjonene i sediment avsatt fra ca 1800 og frem til nåtid (ca 2005) viser lave konsentrasjoner av butyltinnforbindelsene i sedimentene avsatt før 1973 (dvs. dypere enn ca 11 cm) (**Figur 9**). I denne tidlige perioden lå konsentrasjonen av de tre forbindelsene under deteksjonsgrensen. I sediment avsatt mellom ca 1973 og ca 2005 ble det observert relativt høye konsentrasjoner og konsentrasjonen av Sum butyltinn nådde sitt maksimum i 1985 (**Tabell 5**). En viss konsentrasjonsnedgang ble imidlertid observert fra 2000 (3 cm dyp) og frem til 2005 (overflatesedimentet). Forekomsten av butyltinnforbindelsene var i hovedsak avgrenset til de øverste 7 cm av sedimentene.

Bruken av tinnorganiske forbindelser internasjonalt viste en sterk økning fra 1960-tallet og i hvert fall utover mot slutten av 1980-årene. Resultatene fra Bærumsbassenget tyder på at tilførslene der først fikk fart fra tidlig på 70-tallet (**Figur 9**). I Norge var det liten oppmerksomhet omkring TBT inntil midten av 1980-årene da det ble fokusert på mulige uheldige konsekvenser for norsk akvakultur av at TBT ble benyttet på mærer. Forbud mot bruk i denne sammenheng kom i 1989. Omtrent samtidig (1990) ble det, med mindre unntak, forbudt å bruke TBT-holdig maling på båter under 25 m lengde. Fra 1. januar 2003 ble forbudet utvidet til å også omfatte påføring av TBT/TFT-holdig bunnstoff på skip over 25 meter. Fra 2008 ble tilstedeværelse av slike bunnstoffer som ytterlag på skip forbudt. Undersøkelsene fra Bærumsbassenget viser at forbudet mot bruk av TBT som begroingshindrende middel har hatt en effekt i form av lavere konsentrasjoner i overflatesedimentet.

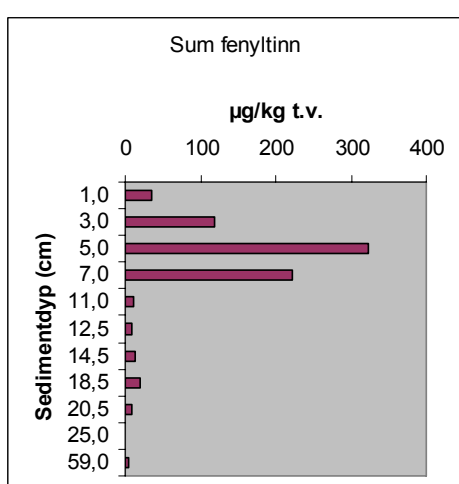
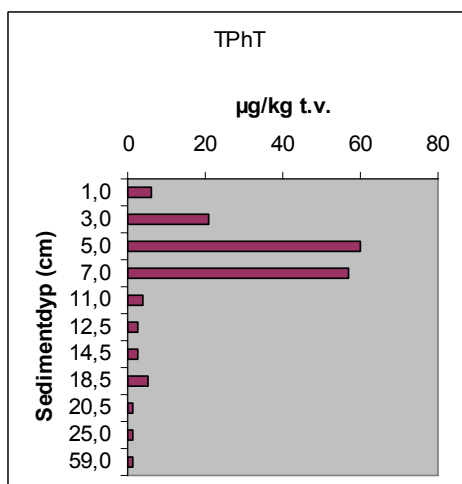
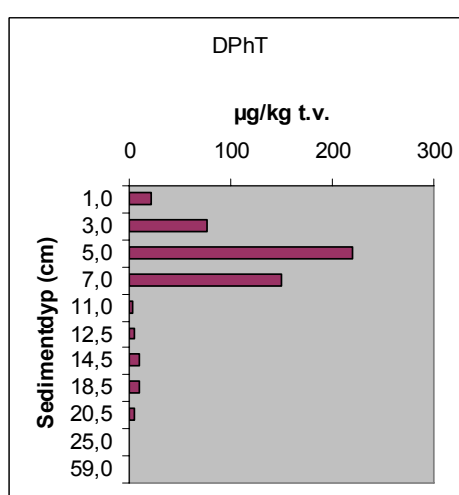
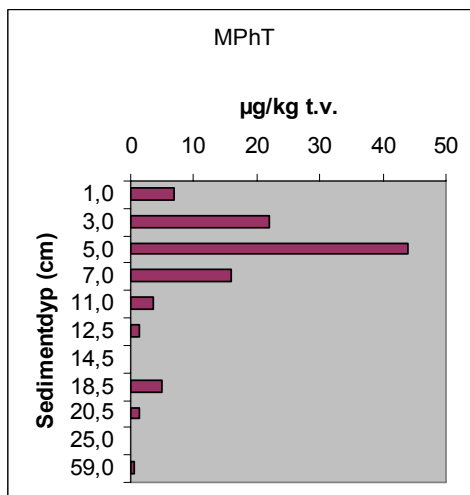
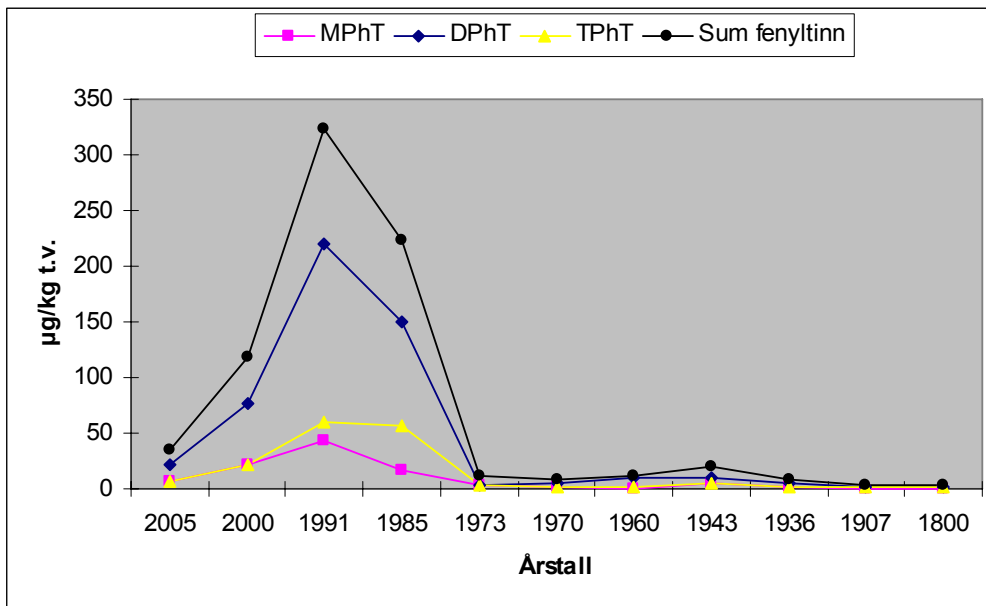
I hele perioden etter 1970 har konsentrasjonen av TBT i de avsatte sedimentene ligget høyere enn det som antas å gi effekter på følsomme organismer. Konsentrasjonene ligger også høyere enn det som oppgis som grensen mellom klasse II og klasse III i SFTs forvaltningsmessige klassifiseringen av TBT (TA-2229/2007).

### 3.3.2 Trifenyltinn (TPhT) med nedbrytningsprodukter

De observerte konsentrasjoner av trifenyltinnforbindelser var lave i sediment fram til 1973. Konsentrasjonen økte fra 1973 og nådde et maksimum i 1991 for deretter å avta igjen fram til ca 2005 (**Figur 10**). Ut fra fordelingen av TBT og TPhT i sedimentene (**Figur 9, Figur 10**) ser det ut til at reduksjonen i tilførslene av TPhT startet noe tidligere enn for TBT.



**Figur 9.** Konsentrasjonen av MBT, DBT og TBT og ”summen av disse (sum butyltinn) i sediment avsatt på ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst).



**Figur 10.** Konsentrasjonen av MPhT, DPhT og TPhT og ”summen av disse (sum fenyltinn) i sediment avsatt på ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst).



**Tabell 5.** Forholdet mellom (A) konsentrasjonen i overflatesedimentet (2005) og på 59 cm dyp i sedimentet (ca 1800), (B) forholdet mellom maksimal konsentrasjonen og konsentrasjonen på 59 cm dyp (ca 1800) og (C) forholdet mellom maksimal konsentrasjonen og konsentrasjonen i overflatesedimentet (ca 2005). Forholdene er uttrykt i prosent. Årstall for maksimalkonsentrasjonen av den enkelte forbindelse er også vist.

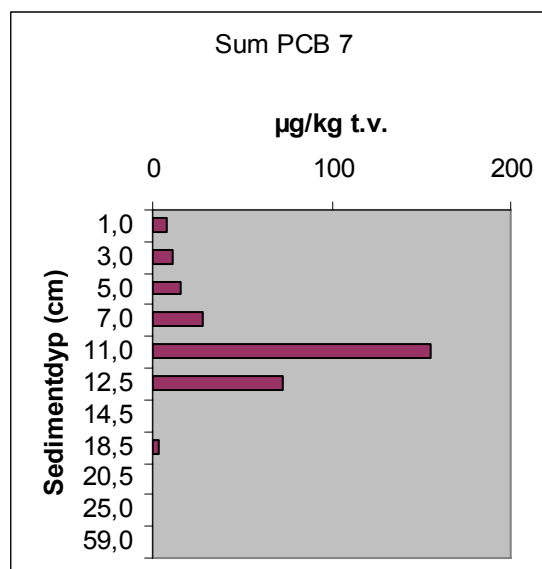
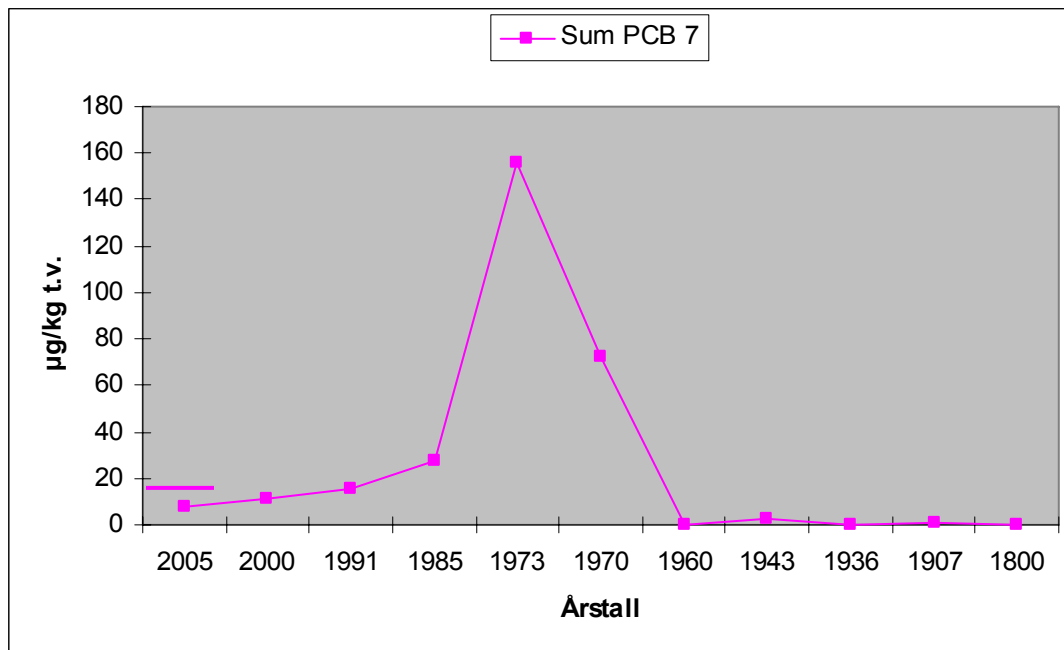
Forbindelse/metall	A: 2005/1800 (%)	B: Max /1800 (%)	C: Max/2005 (%)	År for max konsentrasjon
MBT	34000	78000	229	2000
DBT	8600	26000	302	1985
TBT	5400	44000	815	2000
Sum Butyltinn	16000	47133	295	1985
MPhT	1400	8800	629	1991
DPhT	1467	14666	1000	1991
TPhT	393	4000	1017	1991
Sum fenyltinn	997	9257	928	1991

### 3.4 Klororganiske forbindelser

#### 3.4.1 PCB

Det ble observert lave konsentrasjoner av PCB i sediment avsatt før 1970. Fra 1960 økte konsentrasjonen til den nådde et maksimum i 1973 for deretter å avta betydelig frem til 1985 hvoretter reduksjonen var mer moderat (**Figur 11**). På sitt høyeste (dvs. 1973) var konsentrasjonen av sum PCB 7 ca 16 ganger høyere enn det som ble observert i 2005 (**Tabell 6**). Fra ca 1991 og frem til ca 2005 inneholdt avsetningen såpass lave nivåer av sum PCB7 at de har ligget under antatt grense for toksiske effekter på bunnfauna. Mesteparten av den PCBen som opptrer i sedimentene ser ut til å være fordelt i sedimentdyp fra 3- 12 cm (**Figur 11**).

I Norge har PCB vært forbudt siden 1980. Undersøkelsene fra Bærumsbassenget viser at forbudet har hatt en positiv effekt i form av lavere konsentrasjoner i nyere sedimentavsetning.



**Figur 11.** Konsentrasjonen av sum PCB7 i sediment avsatt på ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst). På den øverste figuren er grensen mellom klasse II (ingen toksiske effekter) og klasse III (kroniske effekter ved langtidseksposering kan forekomme) i SFTs klassifiseringssystem (TA-2229/2007) inntegnet ved en farget strek på konsentrasjonsaksen.

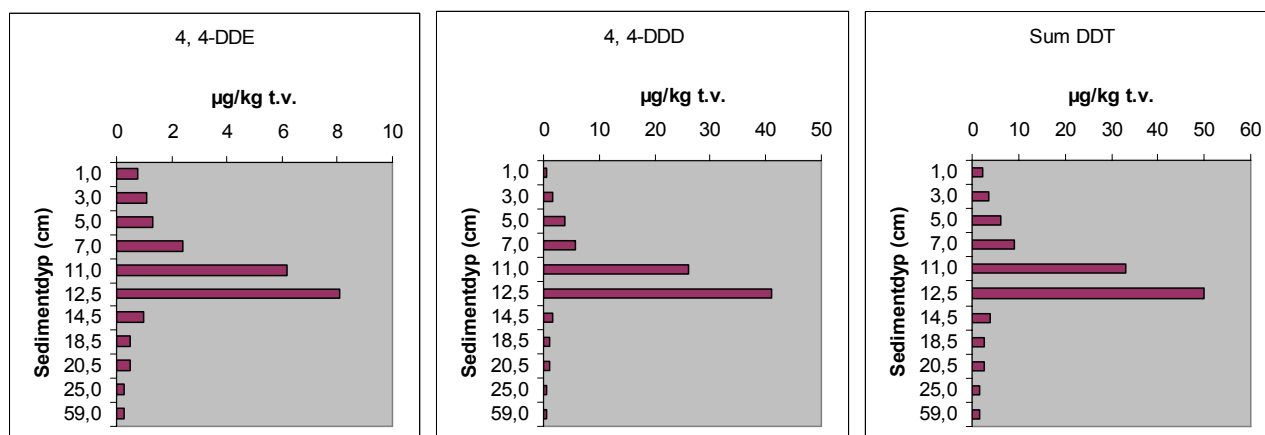
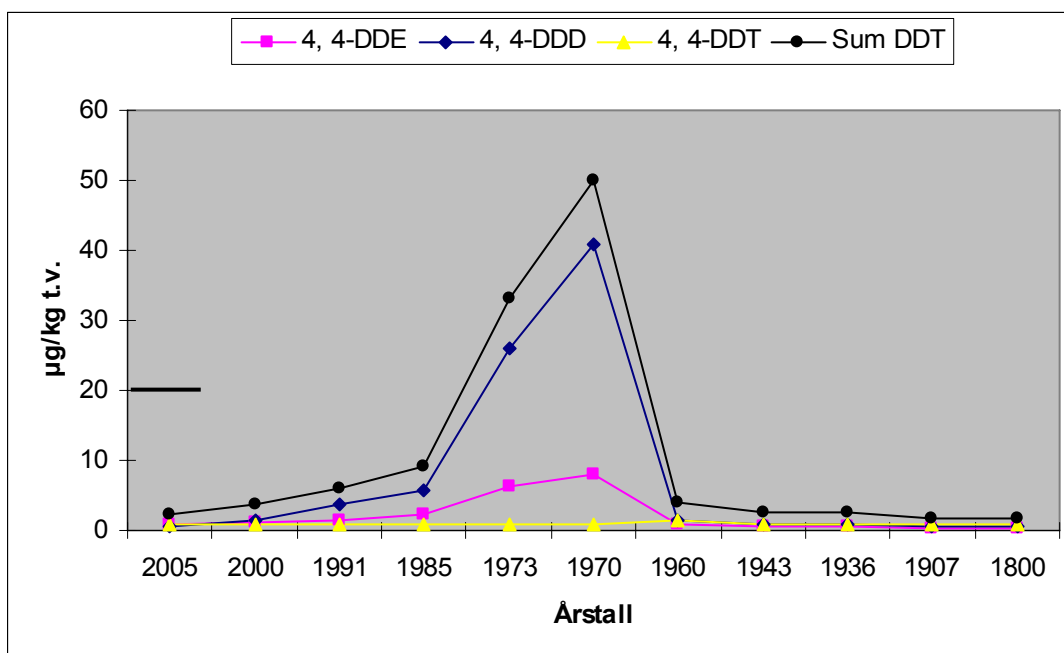
### 3.4.2 DDT med nedbrytningsprodukter

Det ble observert lave konsentrasjoner av alle de DDT-relaterte forbindelsene i sediment avsatt fram til 1960. Fra 1960 økte konsentrasjonen av DDE og DDD til de nådde et maksimum i 1970 for på samme måte som for PCB å avta betydelig frem til 1985 hvoretter reduksjonen var mer moderat (**Figur 12**). I alle sedimentprøvene var konsentrasjonen av DDT relativt lav. Dette kan skyldes de anaerobe forholdene i sedimentet i Bærumsbassenget som fører til at DDT relativt raskt forvandles til

DDD. På sitt høyeste (dvs. 1970) var konsentrasjonen av sum DDT ca 17 ganger høyere enn i sedimentet som ble avsatt i ca 2005 (**Tabell 6**).

Fra ca 1980 og frem til ca 2005 har de avsatte sedimentene inneholdt såpass lave nivåer av sum DDT at de har ligget under antatt grense for toksiske effekter på bunnfauna. Mesteparten av den DDE og DDD som opptrer i sedimentene ser ut til å være fordelt i sedimentdyp fra 3-14,5 cm (**Figur 12**).

I Norge har DDT vært forbudt siden 1970. Undersøkelsene fra Bærumsbassenget viser at forbudet har hatt en positiv effekt i form av lavere konsentrasjoner i sediment avsatt etter at forbudet ble iverksatt..



**Figur 12.** Konsentrasjonen av DDT, DDE, DDD og ”summen av disse (sumDDT) i sediment avsatt på ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst). På den øverste figuren er grensen mellom klasse II (ingen toksiske effekter) og klasse III (kroniske effekter ved langtidseksponering kan forekomme) for sum DDT i SFTs klassifiseringssystem (TA-2229/2007) inntegnet ved en sort strek på konsentrasjonsaksen.

**Tabell 6.** Forholdet mellom (A) konsentrasjonen i overflatesedimentet (2005) og på 59 cm dyp i sedimentet (ca 1800), (B) forholdet mellom maksimal konsentrasjonen og konsentrasjonen på 59 cm dyp (ca 1800) og (C) forholdet mellom maksimal konsentrasjonen og konsentrasjonen i overflatesedimentet (ca 2005). Forholdene er uttrykt i prosent. Årstall for maksimalkonsentrasjonen av det enkelte metall er også vist.

Forbindelse/metall	A: 2005/1800 (%)	B: Max /1800 (%)	C: Max/2005 (%)	År for max konsentrasjon
Sum PCB7	414	6920	1672	1973
Sum DDT	128	2863	2237	1970

### 3.4.3 Andre klororganiske forbindelser

Konsentrasjonene av heksaklorbenzen, octaklorbenzen og hexaklorsyklohexane lå i hovedsak under deteksjonsgrensen i alle prøver og omtales ikke nærmere. Konsentrasjonen av pentaklorbenzen lå øvrige prøver (se Vedlegg B. ).

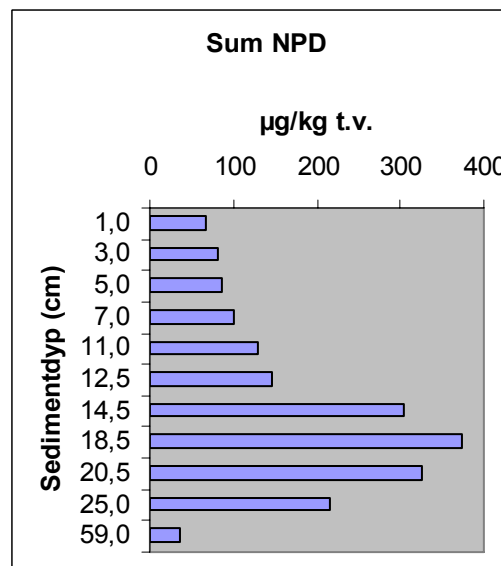
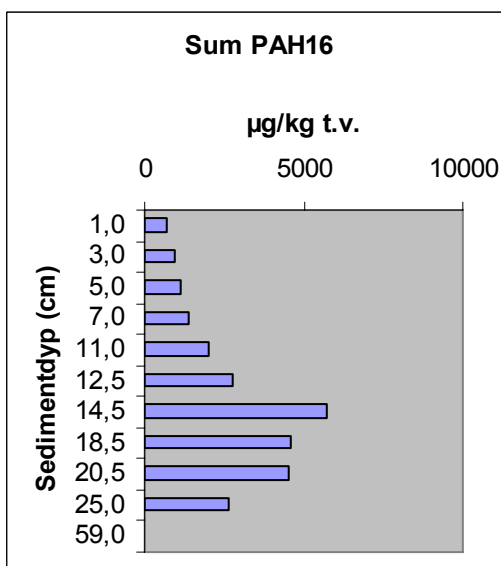
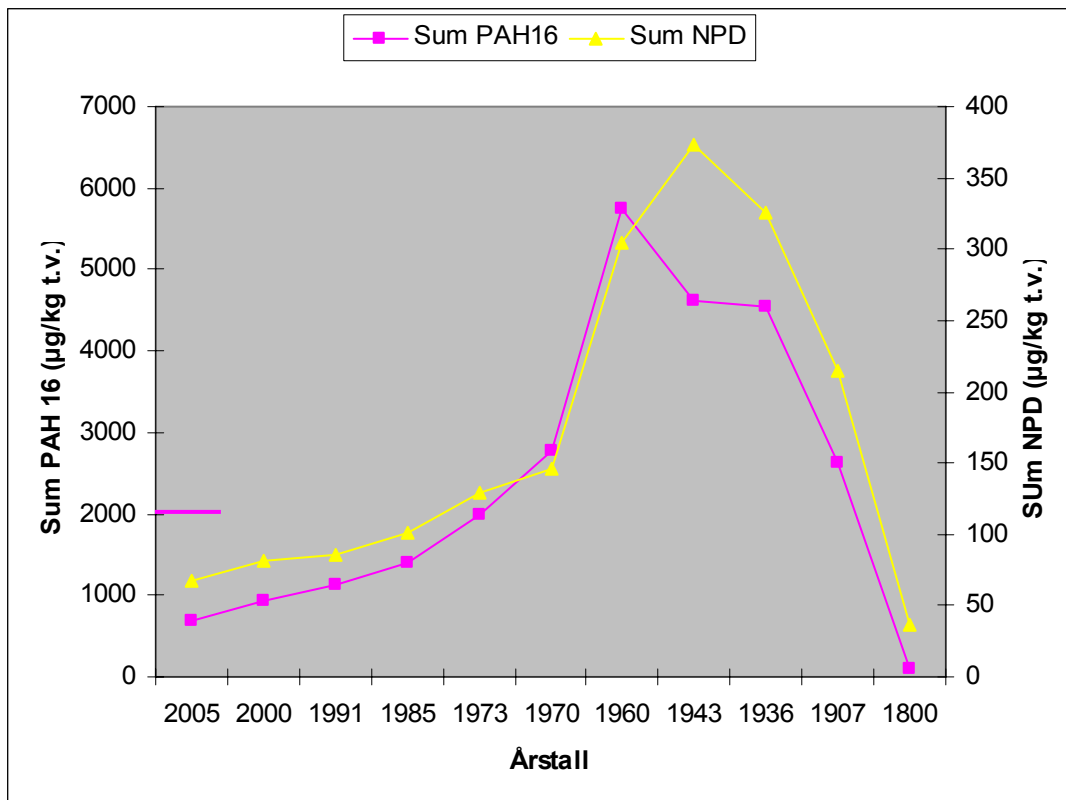
## 3.5 PAH

Til forskjell fra de øvrige forbindelser som er analysert så ble det målt høye konsentrasjoner av sum PAH16<sup>1</sup> og NPD<sup>2</sup> i sediment avsatt så langt tilbake som til ca 1907 (**Figur 13**). Fra dette tidspunkt økte konsentrasjonen frem til de nådde sitt maksimum i sediment avsatt i 1943 (sum NPD) og 1960 (sum PAH16) for deretter å avta igjen. På sitt høyeste var konsentrasjonen av sum NPD og sum PAH henholdsvis 55 og 85 ganger høyere enn i avsetning fra ca 2005 (**Tabell 7**). Fra ca 1973 og frem til ca 2005 har nivåene av sum PAH16 ligget under antatt grense for toksiske effekter på bunnfauna. Mesteparten av PAH-forbindelsene som opptrer i sedimentene ser ut til å være fordelt i de dypere (eldre) lagene (**Figur 13**).

De noe høye konsentrasjonene av PAH i sedimentene avsatt tidlig i forrige århundre (**Figur 13**) kan ha sammenheng med tilførsel av forbrenningsprodukter fra den kalkbrenningsaktiviteten som foregikk i Bærum i første halvdel av forrige århundre og tidligere.

<sup>1</sup> SUM PAH16 omfatter summen av følgende forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

<sup>2</sup>) NPD omfatter summen av følgende forbindelser: naftalen, fenatrene og dibenzotiofen. Dette bør ut herfra og settes i fotnoter (se forrige side)



**Figur 13.** Konsentrasjonen av PAH i sediment avsatt på ulike år bakover i tid (øverst). De samme konsentrasjonsdata er også presentert i forhold til hvor i sedimentet de enkelte analyserte prøver ble tatt (nederst). På den øverste figuren er grensen mellom klasse II (ingen toksiske effekter) og klasse III (kroniske effekter ved langtidseksponering kan forekomme) for sum PAH16 i SFTs klassifiseringssystem (TA-2229/2007) inntegnet ved en rosa strek på konsentrasjonsaksen.

**Tabell 7.** Forholdet mellom konsentrasjonen av NPD og PAH i overflatesedimentet (2005) og på 59 cm dyp i sedimentet (ca 1800) (A), forholdet mellom maksimal konsentrasjonen og konsentrasjonen på 59 cm dyp (ca 1800) (B) og forholdet mellom maksimal konsentrasjonen og konsentrasjonen i overflatesedimentet (ca 2005) (C). Forholdene er uttrykt i prosent. Årstall for maksimalkonsentrasjonen av de enkelte PAH-forbindelsene er også vist.

Forbindelse/metall	A: 2005/1800 (%)	B: Max /1800 (%)	C: Max/2005 (%)	År for max konsentrasjon
Sum PAH16	760	6465	850	1960
Sum NPD	190	1042	549	1943
19 enkeltforbindelser av PAH				1936-1960

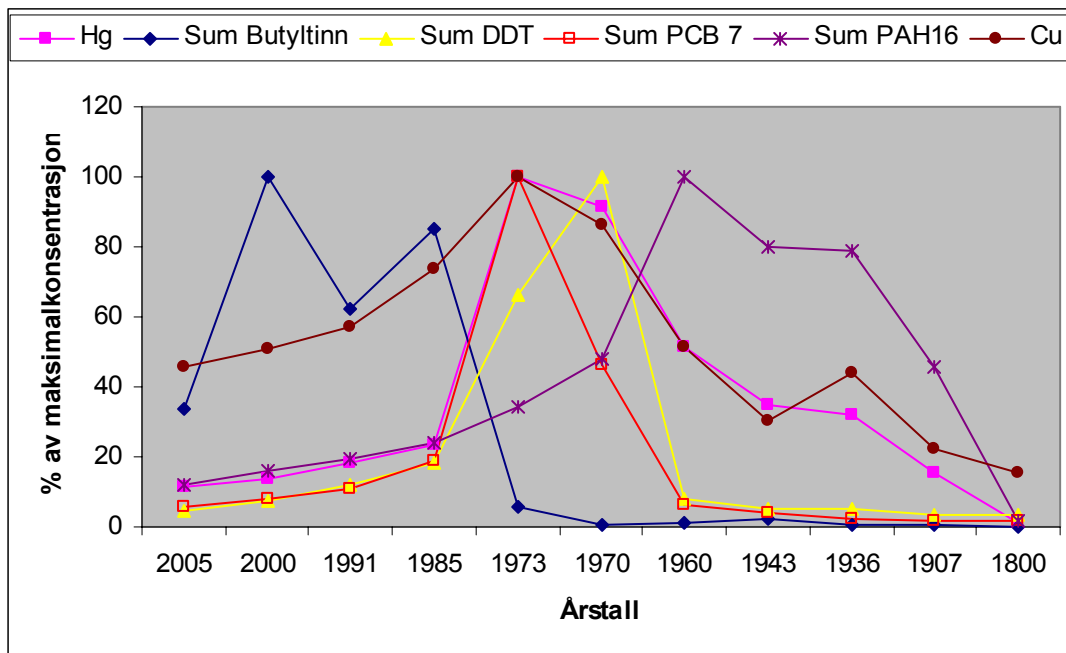
## 4. Sammenfatning og konklusjoner

Resultatene viser at miljøgiftene i Bærumsbassenget er avsatt på forskjellige tidspunkt (Figur 14). PAH, kobber og kvikksølv som er "gamle miljøgifter" hvor tilførslene ut over det som må oppfattes som normalt for resipienten startet allerede i begynnelsen av forrige århundre eller før. Først etter 1960 økte konsentrasjonen av plantevernmiddelet DDT og like etter (1970-1973) økte også tilførslene av PCB. De tinnorganiske forbindelsene ble sist introdusert og økningen i tilførslene startet etter 1973.

For alle de analyserte forbindelsene ble det målt en betydelig reduksjon i overflatesedimentene avsatt rundt 2005 i forhold til maksimalkonsentrasjonen målt i eldre sedimentlag (Figur 14). Dette tyder på at de restriksjonene/forbudene som er innført har gitt en gevinst i resipienten. For PCB og DDT er det relativt godt samsvar med når forbudene mot bruk ble innført og når konsentrasjonsreduksjonen fant sted i resipienten. Forbudet mot bruk av TBT på småbåter, som ble innført i 1990, kunne ikke spores i sediment avsatt ca år 2000 (Figur 14), men resultatene fra overflatesedimentet fra 2005 viste likevel en viss reduksjon i forhold til sediment avsatt rundt 1985, 1991 og 2000.

For mange av forbindelsene (Hg, Pb, Cd, Zn, PCB, sum DDT og PAH) ligger konsentrasjonen i dagens overflatesedimenter under den grensen som antas å kunne gi effekter på bunnfauna og det er bare TBT og Cu som i nyavsatt materiale (2005) fremdeles ligger over denne grensen. Kobber og tinnorganiske forbindelser var også de to forbindelser hvor reduksjonen over tid har vært minst i forhold til maksimalkonsentrasjonen (Figur 14). Siden vannet i dypområdene i Bærumsbassenget er naturlig anoksisk og dermed også uten bunnfauna har de litt høye konsentrasjoner av kobber og TBT i overflatesedimentene liten praktisk betydning for bunnfaunaen.

Resultatene fra Bærumsbassenget viser et eksempel på at naturlig sedimentering er et tiltak som kan fungere meget godt med tanke på å redusere miljøgiftkonsentrasjonen i overflatesedimentene i et anoksisk basseng der en har minimalt med bioturbasjon. En naturlig restaurering av denne type har imidlertid en relativt lang tidshorisont og ville tatt ennå lengre tid i et område med bioturbert sediment der sedimentene blir omrørt pga bunnfaunaens aktivitet. Slik forholdene i dypområdene av Bærumsbassenget er i dag, utgjør de relativt høye miljøgiftkonsentrasjonene som fremdeles opptrer under overflatesedimentet en svært liten miljøtrussel og krever ingen ytterligere tiltak.



Figur 14. Konsentrasjonen av kvikksølv (Hg), kobber (Cu) butyltinnforbindelser (Sum butyltinn), DDT-forbindelser (Sum DDT), Sum PCB7 og Sum PAH16 i sediment avsatt på ulike år bakover i tid (øverst). Hver forbindelse er presentert som % av maksimalkonsentrasjonen.

## 5. Referanser

Alve, Elisabeth, Helland, A., Magnusson, J., 2009. Bærumsbassenget et naturlig anoksisk basseng. NIVA-rapport nr. 5735, 30s.

Huggett, R.J., Unger, M. A., Seligman, P.F. and A.O. Valkirs, 1992. The marine biocide tributyltin. Assessing and managing the environmental risks, *Environ. Sci. Technol.*, 26 (2), 232-237.

SFT, 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sediment, TA-2229/2007, 10s.



## 6. Vedlegg

### Vedlegg A. SFTs nye klassifiseringssystem

Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller og organiske stoffer i sedimenter (kilde: SFT TA-2229/2007)

		I	II	III	IV	V
		Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Metaller	Arsen (mg As/kg)	<20	20 - 52	52 - 76	76 - 580	>580
	Bly (mg Pb/kg)	<30	30 - 83	83 - 100	100 - 720	>720
	Kadmium (mg Cd/kg)	<0,25	0,25 - 2,6	2,6 - 15	15 - 140	>140
	Kobber (mg Cu/kg)	<35	35 - 51	51 - 55	55 - 220	>220
	Krom (mg Cr/kg)	<70	70 - 560	560 - 5900	5900 - 59000	>59000
	Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0,15	0,15 - 0,63	0,63 - 0,86	0,86 - 1,6	>1,6
	Nikkel (mg Ni/kg)	<30	30 - 46	46 - 120	120 - 840	>840
	Sink (mg Zn/kg)	<150	150 - 360	360 - 590	590 - 4500	>4500
PAH	Naftalen (µg/kg)	<2	2 - 290	290 - 1000	1000 - 2000	>2000
	Acenaftylen (µg/kg)	<1,6	1,6 - 33	33 - 85	85 - 850	>850
	Acenaften (µg/kg)	<4,8	2,4 - 160	160 - 360	360 - 3600	>3600
	Fluoren (µg/kg)	<6,8	6,8 - 260	260 - 510	510 - 5100	>5100
	Fenantren (µg/kg)	<6,8	6,8 - 500	500 - 1200	1200 - 2300	>2300
	Antracen (µg/kg)	<1,2	1,2 - 31	31 - 100	100 - 1000	>1000
	Fluoranthen (µg/kg)	<8	8 - 170	170 - 1300	1300 - 2600	>2600
	Pyren (µg/kg)	<5,2	5,2 - 280	280 - 2800	2800 - 5600	>5600
	Benzo[a]antracen (µg/kg)	<3,6	3,6 - 60	60 - 90	90 - 900	>900
	Chrysen (µg/kg)	<4,4	4,4 - 280	280 - 280	280 - 560	>560
	Benzo[b]fluoranten (µg/kg)	<46	46 - 240	240 - 490	490 - 4900	>4900
	Benzo[k]fluoranten (µg/kg)		<210	210 - 480	480 - 4800	>4800
	Benzo(a)pyren (µg/kg)	<6	6 - 420	420 - 830	830 - 4200	>4200
	Indeno[123cd]pyren (µg/kg)	<20	20 - 47	47 - 70	70 - 700	>700
	Dibenzo[ah]antracen (µg/kg)	<12	12 - 590	590 - 1200	1200 - 12000	>12000
	Benzo[ghi]perylene (µg/kg)	<18	18 - 21	21 - 31	31 - 310	>310
PAH16 <sup>1)</sup> (µg/kg)	<300	300 - 2000	2000 - 6000	6000 - 20000	> 20000	
Andre organiske	PCB7 2) (µg/kg)	<5	5-17	17 - 190	190 - 1900	>1900
	PCDD/F 3) (TEQ) (µg/kg)	<0,01	0,01 - 0,03	0,03 - 0,10	0,10 - 0,50	>0,50
	ΣDDT 4) (µg/kg)	<0,5	0,5 - 20	20 - 490	490 - 4900	>4900
	Lindan (µg/kg)		<1,1	1,1 - 2,2	2,2 - 11	>11
	Heksaklorbenzen (HCB) (µg/kg)	0,5	0,5 - 17	17 - 61	61 - 610	>610
	Pentaklorbenzen (µg/kg)		<400	400 - 800	800 - 4000	>4000
	Triklorbenzen (µg/kg)		<56	56 - 700	700 - 1400	>1400
	Hexaklorbutadien (µg/kg)		<49	49 - 66	66 - 660	>660
	SCCP 6) (µg/kg)		<1000	1000 - 2800	2800 - 5600	>5600
	MCCP 7) (µg/kg)		<4600	4600 - 27000	27000 - 54000	>54000

**Vedlegg C (fortsettelse)**

	Pentaklorfenol (µg/kg)		<12	12 - 34	34 - 68	>68
	Oktylfenol (µg/kg)		<3,3	3,3 - 7,3	7,3 - 36	>36
	Nonylfenol (µg/kg)		<18	18 - 110	110 - 220	>220
	Bisfenol A (µg/kg)		<11	11 - 79	79 - 790	>790
	TBBPA 8) (µg/kg)		<63	63 - 1100	1100 - 11000	>11000
	PBDE 9) (µg/kg)		<62	62 - 7800	7800 - 16000	>16000
	HBCDD 10) (µg/kg)	<0,3	0,3 - 86	86 - 310	310 - 610	>610
	PFOS 11) (µg/kg)	<0,17	0,17 - 220	220 - 630	630 - 3100	>3100
	Diuron (µg/kg)		<0,71	0,71 - 6,4	6,4 - 13	>13
	Irgarol (µg/kg)		<0,08	0,08 - 0,50	0,5 - 2,5	>2,5
TBT	TBT <sup>12)</sup> (µg/kg) - effektbasert	<1	<0,002	0,002-0,016	0,016-0,032	>0,032
	TBT <sup>12)</sup> (µg/kg) - forvaltningsmessig	<1	1-5	5 - 20	20 - 100	>100

1) PAH: Polysykliske aromatiske hydrokarboner

2) PCB: Polyklorerte bifenyler

3) PCDD/F: Polyklorerte dibenzodioksiner/furaner

4) DDT: Diklordifenyltrikloretan. ΣDDT betegner sum av DDT og nedbrytningsproduktene DDE og DDD

5) HCB: Heksaklorbenzen

6) SCCP: Kortkjedede (C10-13) polyklorerte paraffiner

7) MCCP: middelkjedede (C14-17) polyklorerte paraffiner

8) TBBPA: Tetrabrombisfenol A

9) PBDE: Pentabromdifenyleter

10) HBCDD: Heksabromsyklododekan

11) PFOS: Perfluorert oktylsulfonat

12) TBT: Tributyltinn

# Vedlegg B. Analyserapport

Side nr.34/42

Norsk  
Institutt  
for  
Vannforskning

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Tel: 22 18 51 00  
Fax: 22 18 52 00

## ANALYSE RAPPORT



**Deres referanse:**

**Vår referanse:**

**Dato**

Rekv.nr. 2009-705

O.nr. O 29195

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av prosjektleder, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater:

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	0-1 cm / 1-2 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
2	2-3 cm / 3-4 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
3	4-5 cm / 5-6 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
4	6-7 cm / 7-8 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
5	10-11 cm / 11-12cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
6	12-13 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
7	14-15 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18

Prøvenr	Analysevariabel	Enhet	1	2	3	4	5	6	7
	Nitrogen, total	µg N/mg TS	5,0	4,2	4,3	4,9	5,0	4,2	5,4
	G 6								
	Karbon, org. total	µg C/mg TS	39,2	38,0	41,2	47,2	41,0	42,2	42,6
	G 6								
	Kadmium	µg/g	0,67	0,93	1,3	2,0	2,6	3,3	1,5
	E 9-5								
	Kobber	µg/g	60,1	66,6	75,2	96,6	131	113	67,6
	E 9-5								
	Kvikksølv	µg/g	0,23	0,28	0,38	0,48	2,05	1,88	1,06
	E 4-3								
	Bly	µg/g	36,5	41,3	57,3	81,7	110	92,2	107
	E 9-5								
	Sink	µg/g	182	222	282	373	476	416	341
	E 9-5								
	PCB-28	µg/kg t.v.	1,8	1,9	2,2	3,1	12	5,4	<2
	H 3-3								
	PCB-52	µg/kg t.v.	<3	<3	<3	<4	28	i	<5
	H 3-3								
	PCB-101	µg/kg t.v.	1,5	2,5	3,5	7,0	28	14	<2
	H 3-3								
	PCB-118	µg/kg t.v.	1,9	3,0	4,3	7,5	28	12	<2
	H 3-3								
	PCB-105	µg/kg t.v.	1,4	1,9	2,8	4,9	20	8,6	<2

H 3-3									
PCB-153	µg/kg t.v.	i	i	i	i	29	19	<4	
H 3-3									
PCB-138	µg/kg t.v.	1,8	2,9	4,1	7,1	21	14	<2	
H 3-3									
PCB-156	µg/kg t.v.	<0,5	<0,5	<0,5	0,91	2,7	s1,9	<2	
H 3-3									
PCB-180	µg/kg t.v.	0,81	1,1	1,7	2,8	9,7	8,0	<2	
H 3-3									
PCB-209	µg/kg t.v.	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<3	
H 3-3									
Sum PCB	µg/kg t.v.	<13,21	<17,3	<22,6	<37,81	<178,9	s<83,9	<26	
Beregnet									
Seven Dutch	µg/kg t.v.	<10,81	<14,4	<18,8	<31,5	155,7	72,4	<19	
Beregnet									
Pentaklorbenzen	µg/kg t.v.	0,31	0,32	0,34	0,73	0,39	<0,5	<1	
H 3-3									
Alfa-HCH	µg/kg t.v.	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,52	<1	<2	
H 3-3									
Hexaklorbenzen	µg/kg t.v.	<0,3	<0,3	<0,3	0,66	0,33	<0,5	<1	
H 3-3									
Gamma-HCH	µg/kg t.v.	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<2	
H 3-3									
Oktaklorstyren	µg/kg t.v.	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<2	
H 3-3									
4,4-DDE	µg/kg t.v.	0,74	1,1	1,3	2,4	6,2	8,1	<2	
H 3-3									
4,4-DDD	µg/kg t.v.	<1	1,5	3,7	5,8	26	41	<3	
H 3-3									
4,4-DDT	µg/kg t.v.	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<3	
H 3-3									
Naftalen i sediment	µg/kg t.v.	17	24	28	31	44	45	81	
H 2-3									
Acenaftylen	µg/kg t.v.	3,2	4,5	5,8	6,2	12	14	19	
H 2-3									
Acenaften	µg/kg t.v.	<2	2,7	2,7	3,6	4,0	4,2	7,0	
H 2-3									

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

### **Kommentarer**

- 1 NB! Hvis for lite materiale skal analysene prioriteres på følgende måte. PCB++,PAH,Hg,SnOrg,metaller,TC/N. Metallresultatene er oppgitt på tørrvekt. PCB: Et sertifisert referansemateriale ble analysert parallelt med prøvene. Resultatet for cCB156 var høyere enn øvre aksjonsgrense. CB52 var dekket av en interferens i kromatogrammet av flere av prøvene. Deteksjonsgrensen er derfor høyere enn normalt. SnOrg: Et sertifisert referansemateriale ble analysert parallelt med prøvene. Resultatet for TBT var lavere enn nedre aksjonsgrense. Årsaken antas å være at det var lite innveid materiale og at materialet begynte å bli gammelt.

# ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-705

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	0-1 cm / 1-2 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
2	2-3 cm / 3-4 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
3	4-5 cm / 5-6 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
4	6-7 cm / 7-8 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
5	10-11 cm / 11-12cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
6	12-13 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
7	14-15 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18

Prøvenr	Analysevariabel	Enhet	1	2	3	4	5	6	7
	Fluoren	µg/kg t.v.	5,4	7,5	8,1	10	12	17	25
	H 2-3								
	Dibenzotiofen	µg/kg t.v.	5,0	6,5	7,3	10	13	14	23
	H 2-3								
	Fenantren	µg/kg t.v.	46	51	50	60	72	87	200
	H 2-3								
	Antracen	µg/kg t.v.	8,1	12	11	14	22	26	42
	H 2-3								
	Fluoranten	µg/kg t.v.	71	120	110	130	150	210	480
	H 2-3								
	Pyren	µg/kg t.v.	72	110	120	170	220	320	650
	H 2-3								
	Benzo(a)antracen	µg/kg t.v.	36	53	57	74	93	120	300
	H 2-3								
	Chrysen	µg/kg t.v.	35	47	53	65	72	110	270
	H 2-3								
	Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg t.v.	110	140	200	250	380	580	1100
	H 2-3								
	Benzo(k)fluoranten	µg/kg t.v.	36	47	64	81	130	180	390
	H 2-3								
	Benzo(e)pyren	µg/kg t.v.	66	86	120	150	230	330	620
	H 2-3								
	Benzo(a)pyren	µg/kg t.v.	45	60	74	95	140	170	410
	H 2-3								
	Perylen	µg/kg t.v.	73	92	76	80	89	82	120
	H 2-3								
	Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg t.v.	79	100	140	170	280	390	810
	H 2-3								

Dibenz (ac+ah) antrac. H 2-3	µg/kg t.v.	13	17	22	25	43	64	120
Benzo (ghi) perylen H 2-3	µg/kg t.v.	100	130	180	210	310	430	850
Sum PAH Beregnet	µg/kg t.v.	<822,7	1110,2	1328,9	1634,8	2316	3193,2	6517
Sum PAH16 Beregnet	µg/kg t.v.	<678,7	925,7	1125,6	1394,8	1984	2767,2	5754
Sum KPAH Beregnet	µg/kg t.v.	371	488	638	791	1182	1659	3481
Monobutyltinn H 14-1*	µg MBT/kg	170	390	210	290	29	<5	<5
Dibutyltinn H 14-1*	µg/kg t.v.	43	97	120	130	7,6	<3	<5
Tributyltinn H 14-1*	µg/kg t.v.	27	220	110	180	2,3	<3	<5
Monophenyltinn H 14-1*	µg/kg t.v.	7,0	22	44	16	3,6	<3	i
Diphenyltinn H 14-1*	µg/kg t.v.	22	76	220	150	3,7	<10	<20
Triphenyltinn H 14-1*	µg/kg t.v.	5,9	21	60	57	4,1	<5	<5

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

\* : Metoden er ikke akkreditert.

# ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-705

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	18-19 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
9	20-21 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
10	24-26 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
11	58-60 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9	10	11
Nitrogen, total	µg N/mg TS	G 6	3,9	3,5	3,6	3,3
Karbon, org. total	µg C/mg TS	G 6	38,9	40,3	34,0	26,8
Kadmium	µg/g	E 9-5	0,92	0,96	0,68	0,5
Kobber	µg/g	E 9-5	39,4	57,8	29,1	20,4
Kvikksølv	µg/g	E 4-3	0,72	0,66	0,32	0,024
Bly	µg/g	E 9-5	80,2	80,2	60,5	16
Sink	µg/g	E 9-5	281	314	178	95,5
PCB-28	µg/kg t.v.	H 3-3	1,2	<1	<0,5	<0,5
PCB-52	µg/kg t.v.	H 3-3	<3	<2	<2	<2
PCB-101	µg/kg t.v.	H 3-3	1,8	<1	0,85	<0,5
PCB-118	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
PCB-105	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
PCB-153	µg/kg t.v.	H 3-3	i	i	i	i
PCB-138	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
PCB-156	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
PCB-180	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
PCB-209	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
Sum PCB	µg/kg t.v.	Beregnet	<12	<10	<6,35	<6
Seven Dutch	µg/kg t.v.	Beregnet	<9	<7	<4,85	<4,5
Pentaklorbenzen	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5	<0,5	0,41	0,51
Alfa-HCH	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
Hexaklorbenzen	µg/kg t.v.	H 3-3	<0,5	<0,5	<0,3	<0,3
Gamma-HCH	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
Oktaklorstyren	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
4,4-DDE	µg/kg t.v.	H 3-3	<1	<1	<0,5	<0,5
4,4-DDD	µg/kg t.v.	H 3-3	<2	<2	<1	<1
4,4-DDT	µg/kg t.v.	H 3-3	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Naftalen i sediment	µg/kg t.v.	H 2-3	100	92	61	27
Acenaftylene	µg/kg t.v.	H 2-3	17	19	11	<2
Acenaften	µg/kg t.v.	H 2-3	8,5	7,2	5,4	<2

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

# ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-705

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	18-19 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
9	20-21 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
10	24-26 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18
11	58-60 cm	2009.04.17	2009.04.20	2009.04.28-2009.06.18

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9	10	11
Fluoren	µg/kg	t.v. H 2-3	30	27	20	3,4
Dibenzotiofen	µg/kg	t.v. H 2-3	23	23	14	<2
Fenantren	µg/kg	t.v. H 2-3	250	210	140	8,8
Antracen	µg/kg	t.v. H 2-3	44	45	26	<2
Fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	460	470	250	6,4
Pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	570	590	310	6,4
Benz (a) antracen	µg/kg	t.v. H 2-3	250	260	140	<2
Chrysen	µg/kg	t.v. H 2-3	220	230	120	3,3
Benzo (b+j) fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	740	780	430	11
Benzo (k) fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	270	260	160	2,6
Benzo (e) pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	400	420	230	5,4
Benzo (a) pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	290	310	180	<2
Perylen	µg/kg	t.v. H 2-3	140	120	110	240
Indeno (1,2,3cd) pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	620	560	350	9,1
Dibenz (ac+ah) antrac.	µg/kg	t.v. H 2-3	84	84	46	<2
Benzo (ghi) perylen	µg/kg	t.v. H 2-3	660	590	370	11
Sum PAH	µg/kg	t.v. Beregnet	5176,5	5097,2	2973,4	<348,4
Sum PAH16	µg/kg	t.v. Beregnet	4613,5	4534,2	2619,4	<101
Sum KPAH	µg/kg	t.v. Beregnet	2574	2576	1487	<59
Monobutyltinn	µg MBT/kg	H 14-1*	<10	<5	1,8	<1
Dibutyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	<10	<3	<1	<1
Tributyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	<10	<3	<3	<1
Monophenyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	<10	<3	i	<1
Diphenyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	<20	<10	<3	<3
Triphenyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	<10	<3	<3	<3

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

\* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning



# ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-705

(fortsettelse av tabellen):

## VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorerte bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorerte bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracenen, fluoranten, pyren, benz(a)antracenen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracenen, benzo(ghi)perylene.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracenen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracenen, chrysen og naftalen<sup>3</sup>. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper i mennesker i flg International Agency for Research on Cancer, IARC (1987, Chrysen og naftalen fra 2007). De tilhører IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlig + trolig carcinogene). Chrysen og naftalen ble inkludert i våre rapporter f.o.m. 18.09.2008.

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

---

<sup>3</sup> Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)