

Kartlegging og risikovurdering av DDT i Ørsjøen

Trine Eggen, Einar Brevik, Leif Lien,
Morten Schaanning, Are Sletta, Petter
Snilsberg

Jordforsk rapport nr. 91/04

<i>Tittel:</i> Kartlegging og risikovurdering av DDT i Ørsjøen
<i>Forfatter(e):</i> Trine Eggen, Einar Brevik, Leif Lien, Morten Schaanning, Are Sletta, Petter Snilsberg

<i>Dato:</i> 06.12.04	<i>Tilgjengelighet:</i> Åpen	<i>Prosjekt nr.:</i> 4080	<i>Arkiv nr.:</i> 6.04.16
<i>Rapport nr.:</i> 91/04	<i>ISBN-nr.:</i> ISBN 82-7467-516-9	<i>Antall sider:</i> 36	<i>Antall vedlegg:</i>

<i>Oppdragsgiver:</i> Landbruks- og matdepartementet, Statens forurensningstilsyn	<i>Kontaktperson(er):</i> Svein Jetlund, Bente Gansum Daazenko Sæland Prosjekt v/Steinar Sæland
---	---

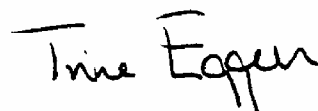
<i>Stikkord:</i> DDT, forurenset sediment, kartlegging, helserisiko, tiltak	<i>Fagområde:</i> Sediment- og vannforurensning
--	--

Sammendrag:

Det er gjennomført en kartlegging og risikovurdering av DDT-nivået i sedimenter i Skolebukta i Ørsjøen. Helserisiko i forhold til fiskekonsum og drikkevannskvaliteten er blitt evaluert av Mattilsynet. Følgende konklusjoner og anbefalinger er gjort: 1) DDT-konsentrasjonen i fisk fanget i Skolebukta i Ørsjøen er i henhold til SFTs klassifiseringssystem for egnethet til fritidsfiske betegnet som ”ikke egnet”. Denne klassifiseringen gir likevel ikke grunnlag for å fastsette restriksjoner for omsetning og konsum av fisk. 2) En kostholdsvurdering av konsentrasjonen viser at det ikke er behov for noe ytterligere kostholdsrad utover det som allerede eksisterer generelt for gjedde i norske innsjøer. 3) Det er ikke påvist detekterbare konsentrasjoner av DDT i drikkevannsprøve tatt i Ørsjøen i år. 4) Kartleggingen viser ingen nedgang i DDT-nivået selv mange år etter avsluttet bruk. 5) Konsentrasjonsøkningen i dypeste punkt fra 1998 til 2004 kan indikere spredning utover fra Skolebukta. 6) Basert på DDT-nivået i sedimentene er det kartlagte området delt i tre områder. Område A (50000 x høyere enn SFTs klasse V ”sterkt forurenset”) er strandkanten fra landsiden i Skolebukta: tiltak anbefales fordi området er en forurensningskilde som vil bidra til fortsatt spredning av DDT til Ørsjøen. Område B (opptil 60 x klasse V) er indre del av Skolebukta: nærmere vurdering av tiltak anbefales fordi området høyst sannsynlig vil være en forurensningskilde til videre spredning av DDT og en negativ miljøpåvirkning av økosystemet. Område C (opptil 3 x klasse V) er området fra Grytberget og utover: det anbefales at behovet for tiltak blir vurdert etter at tiltak i området A og B er gjennomført. DDT og DDE utgjør en miljøtrussel på grunn av langsom omsetning i naturen (finnes i naturen lenge etter at DDT ble forbudt), stor evne til bioakkumulering i næringskjeden, samt disse stoffenes hormonforstyrrende effekter. DDT er derfor en av de mest fokuserte miljøgiftene i verden. For valg av tiltaksløsninger pekes det på at DDT er en organisk miljøgift og at det finnes behandlingsmetoder som stimulerer til nedbrytning av DDT.

Ansvarlig leder

Prosjektleder

.....
Roald Sørheim.....
Trine Eggen

Forord

På oppdrag fra Landbruks- og matdepartementet (LMD) og Statens forurensingstilsyn (SFT) har Jordforsk og Norsk Institutt for vannforskning, NIVA, utført en kartlegging av sedimentene i søndre del av Ørsjøen i Halden kommune. Sæland Prosjekt har vært prosjektleder for LMD og SFT på oppdraget, og Øistein Vethe har vært kvalitetsikrer ved Jordforsk.

Oppdraget har vært å kartlegge forurensningssituasjonen for DDT, lindan og PCB i sedimentene i Skolebukta lengst sør i Ørsjøen, gjennomføre en risikovurdering med hensyn til helsemessige konsekvenser og vurdere behovet for gjennomføring av tiltak.

Basert på nye og tidligere tatte fiskeprøver og drikkevannsprøver har Mattilsynet gjennomført en risikovurdering i forhold til matkonsum og drikkevannskvalitet.

Vi vil rette stor takk til Torgeir Nygård ved Norsk Institutt for Naturforskning for hans innspill knyttet til bioakkumulering av DDT-forbindelser i næringskjeden ved vurdering av potensiell skade på rovfugl.

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	7
2. Feltarbeid	13
3. Resultater og diskusjon	19
3.1. Fisk	19
3.2. Sediment	20
4. Risikovurdering av DDT i forhold til matkonsum og drikkevannskvalitet	26
4.1. DDT i fiskeprøver	26
4.2. Andre organiske miljøgifter i fiskeprøver; lindan, HCB og PCB ₇	27
4.3. Organiske miljøgifter i drikkevann	28
5. Vurderinger av forurensningssituasjon og behov for tiltak	29
5.1. Beskrivelse av forurensningssituasjonen	29
5.2. Vurdering av behov for tiltak	30
5.2.1. Helse	30
5.2.2. Miljømessige vurderinger	30
5.3. Mulige tiltaksløsninger	31
6. Konklusjoner	34
7. Referanser	35

Sammendrag

På oppdrag fra Landbruks- og matdepartementet og Statens forurensningstilsyn er det blitt gjennomført kartlegging og risikovurdering av DDT-nivået i sedimenter i Skolebukta i Ørsjøen. Helse- og miljørisiko i forhold til fiskekonsum og drikkevannskvaliteten er blitt evaluert av Mattilsynet. Det er ikke utarbeidet kvalitetskriterier for organiske miljøgifter i ferskvann, men klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (SFT 1997) vil i hovedsak være relevante for sammenligning og er derfor blitt benyttet. Følgende konklusjoner og anbefalinger er gitt:

- DDT-konsentrasjonen i fisk fanget i Skolebukta i Ørsjøen, er i henhold til SFTs klassifiseringssystem (SFT 1997) for egnethet for fritidsfiske betegnet som "ikke egnet". Denne klassifiseringen gir likevel ikke grunnlag for å fastsette restriksjoner for omsetning og konsum av fisk.
- En kostholdsvurdering av konsentrasjonen viser at det ikke er behov for noe ytterligere kostholdsrad utover det som allerede eksisterer generelt for gjedde i norske innsjøer. En helsemessig vurdering av DDT-nivået i fisk i Ørsjøen viser at en foreløpig PTDI (tolerabelt daglig inntak) for DDT på 0,01 mg/kg kroppsvekt tilsvarer et konsum på 4,4 kg gjedde daglig for et menneske på 60 kg.
- Det er ikke blitt påvist detekterbare konsentrasjoner av DDT i en drikkevannsprøve fra Ørsjøen tatt av Halden kommune våren 2004. Inntaksledningen for Prestebakke vannverk ligger i Kirkebukta. Dette må anses som gunstig i forhold til sannsynligheten for påvirkning fra partikkelspredt DDT fra Skolebukta.
- Nivåene av lindan i fiskeprøver fra Ørsjøen var alle under deteksjonsgrensen (0,1 µg/kg). Nivåene av PCB og heksaklorbensen (HCB) var lave og kan på bakgrunn av SFTs klassifiseringssystem (SFT 1997) for egnethet for fritidsfiske betegnes som "godt egnet".
- De gjennomførte undersøkelsene av fisk og drikkevannskvalitet og den foretatte risikovurderingen gir ikke grunnlag for å anbefale spesielle tiltak i Ørsjøen som er begrunnet i helsemessige forhold.
- I forhold til risiko for miljøpåvirkning, som involverer næringskjeder med andre endepunkter enn mennesket (f.eks. rovfugl), mener vi det er større behov for å vurdere tiltak. Forhold som spesielt vektlegges i dette er at:
 - DDT-nivået i sedimentene er svært høye vurdert i forhold til SFTs klassifiseringssystem for miljørisikovurdering, og konsentrasjonen funnet i fisk bekrefter et tydelig, uheldig opptak i næringskjeden,
 - de svært høye DDT-konsentrasjonene som er målt i årets undersøkelse av sedimenter fra Skolebukta og utenfor Skolebuktaområdet antyder ingen nedgang i DDT-nivået siden forrige undersøkelse,
 - økningen fra 1998 til 2004 av konsentrasjonen i dypeste punkt indikerer tvert i mot spredning utover fra Skolebukta,
 - DDT og DDE utgjør generelt en betydelig miljøtrussel fordi halveringstiden i naturen er lang og fordi stoffene har stor evne til bioakkumulering/biomagnifisering i næringskjeden,
 - DDT og DDE er et stort miljøproblem i global sammenheng som det er sterkt fokus fra Verdensbanken og gjennom internasjonale avtaler på å få bukt med.

Vi har valgt å dele det kartlagte området i tre med ulike anbefalinger om behov for tiltak basert på DDT-nivået.

- **Område A: konsentrasjonsnivå rundt 2 500 mg/kg TS (50 000 x klasse V)**

Tiltak anbefales i område A – dvs. området rundt prøvepunkt 1 som er tatt fra land. Konsentrasjonen er svært høy og DDT-konsentrasjonene i det øverste sjiktet (0 – 2 cm) i sedimentprøvene 3, 4, 5 og 8 viser at området representerer en aktiv kilde for spredning av DDT videre i Skolebukta og til Ørsjøen. Oppgraving og fjerning av massen er aktuelt, jf. tiltakene som er gjort på land for å fjerne DDT-forurensede masser som representerer en forurensningskilde. En tiltaksvurdering med kostanalyse og en nærmere avgrensning av området anbefales gjennomført. Behovet for fjerning av massene må sees i lys av potensialet for kortsiktig spredning av DDT.

- **Område B: konsentrasjonsnivå rundt 0,3 - 3 mg/kg TS (opptil 60 x klasse V)**

Nærmere vurdering av tiltak anbefales i område B – dvs. området fra prøvepunkt 3 og utover mot Grytberget. Også i dette området, som utgjør anslagsvis 200 m x 200 m, er sedimentkonsentrasjonen svært høy og det vil høyst sannsynlig være en forurensningskilde for videre spredning av DDT. Området representerer også mest sannsynlig en økologisk risiko. Det anbefales gjennomført en risikovurdering av spredningsfaren av DDT og økologiske effekter. Mulige tiltak kan være mudring og behandling av sedimenter på land eller aktive *in situ* tiltak. En tiltaksvurdering med kostanalyse og en nærmere avgrensning av området for tiltak er nødvendig før valg av tiltaksform.

- **Område C: konsentrasjonsnivå opptil ca. 0,15 mg/kg TS (opptil 3 x Klasse V)**

Tiltak bør på sikt også vurderes i område C – dvs. området fra Gytberget og lenger utover i Ørsjøen. Omfang og tidsaspekt er det ikke tatt stilling til her. Fastsettelse av grensen mellom område B og C må sees i sammenheng med risikovurdering av spredning og økologisk effekter anbefalt ovenfor.

Skolebukta framstår som en godt egnet lokalitet for utprøving av behandlingsteknologi i forhold til både ferskvanns- og marine sedimenter. Gjennomføring av aktive *in situ* tiltak vil bidra med ny kunnskap og overføringsverdi til andre typer sedimentforurensning, både nasjonalt og internasjonalt

1. Innledning

Bakgrunn, problemstilling og prosjektinnhold

DDT ble i mange år brukt som et effektivt middel mot mange typer skadeinsekt. I Norge ble DDT brukt både innen jord- og hagebruk, men også mer allment for å bli kvitt lus og annet utøy i husdyrbruk, husholdning, varehandel og industri.. I skogbruket tok en i bruk DDT i 1958/59 i kampen mot angrep fra gransnutebiller i nyplantet skog. Da DDT ikke lenger ble tiltatt brukt i Norge i 1970, ble det i mangel av tilfredsstillende erstatningspreparater gitt dispensasjon for bruk i skogbruket fram til 1989.

Forurensningen av DDT ved skogplanteskolene er knyttet til deponier for DDT-slam, spill av DDT-væske på behandlingssteder og spredning av DDT-rester via drengsystem fra behandlingsstedene. Landbruks- og matdepartementet (LMD) og Statens forurensningstilsyn (SFT) har gjennomført en handlingsplan for kartlegging og risikovurdering av DDT-deponi ved skogplanteskolene som omhandler avklaring av forurensningskonsekvens og gjennomføring av oppryddingstiltak etter den tidligere DDT-bruken ved i alt 43 nedlagte og eksisterende skogplanteskoler (Sæland, 2002 A og B). Dette kartleggings- og risikovurderingsarbeidet resulterte i at DDT-forurenset jord som ble antatt å representere en uakseptabel risiko for helse eller miljø ble fjernet ved en rekke skogplanteskoler rundt om i landet.

Prestebakke Skog og Planteskole på Kornsjø i Halden kommune ligger i sørenden av Ørsjøen med helning mot Skolebukta. I forbindelse med handlingsplanen ble deponiet med DDT-holdig slam ved skogplanteskolen fjernet i 2003, og avløpsanlegget spylersett for DDT-rester. Skolebukta skal etter de gjennomførte tiltakene ikke lenger tilføres DDT fra skogplanteskolen, annet enn eventuelt i små mengder via diffus arealavrenning fra dyrket mark (Sæland, in prep). Kart over Ørsjøen og nedbørsfelt i området er vist i figur 1a og b.

Tidligere analyser av sediment fra Ørsjøen har vist at konsentrasjonsnivået for DDT i sedimentene i Skolebukta og utover i Ørsjøen er forhøyet, med registreringer på opptil ca. 400 µg/kg TS (Brevik et al., 2001) og at det har vært en avrenning av DDT til Skolebukta i Ørsjøen. I forbindelse med et forskningsrådsprosjekt og forsøk knyttet til nedbrytning av DDT ble sedimentprøver fra vannkanten i Skolebukta brukt. Analyser viste svært høye konsentrasjoner av DDT, rundt 1000 mg/kg TS (Eggen og Majcherzyk, 2004).

Forhøyede DDT-nivå i sedimenter kan utgjøre både en helserisiko (matkonsum) og en miljørisiko (bioakkumulering i næringskjeden).

På bakgrunn av ovenstående har LMD og SFT initiert dette prosjektet som en forlengelse av handlingsplanen, hvor målet har vært å:

- kartlegge utbredelsen primært av DDT, men også lindan og PCB, i sedimenter i Skolebukta,
- vurdere spredningen av DDT i Skolebukta ,
- utføre en risikovurdering for human helse med tanke på matkonsum og drikkevannskvalitet og
- vurdere om det er behov for å iverksette tiltak, og i så tilfelle legge fram et begrunnet forslag til tiltaksformer.

Områdebeskrivelse

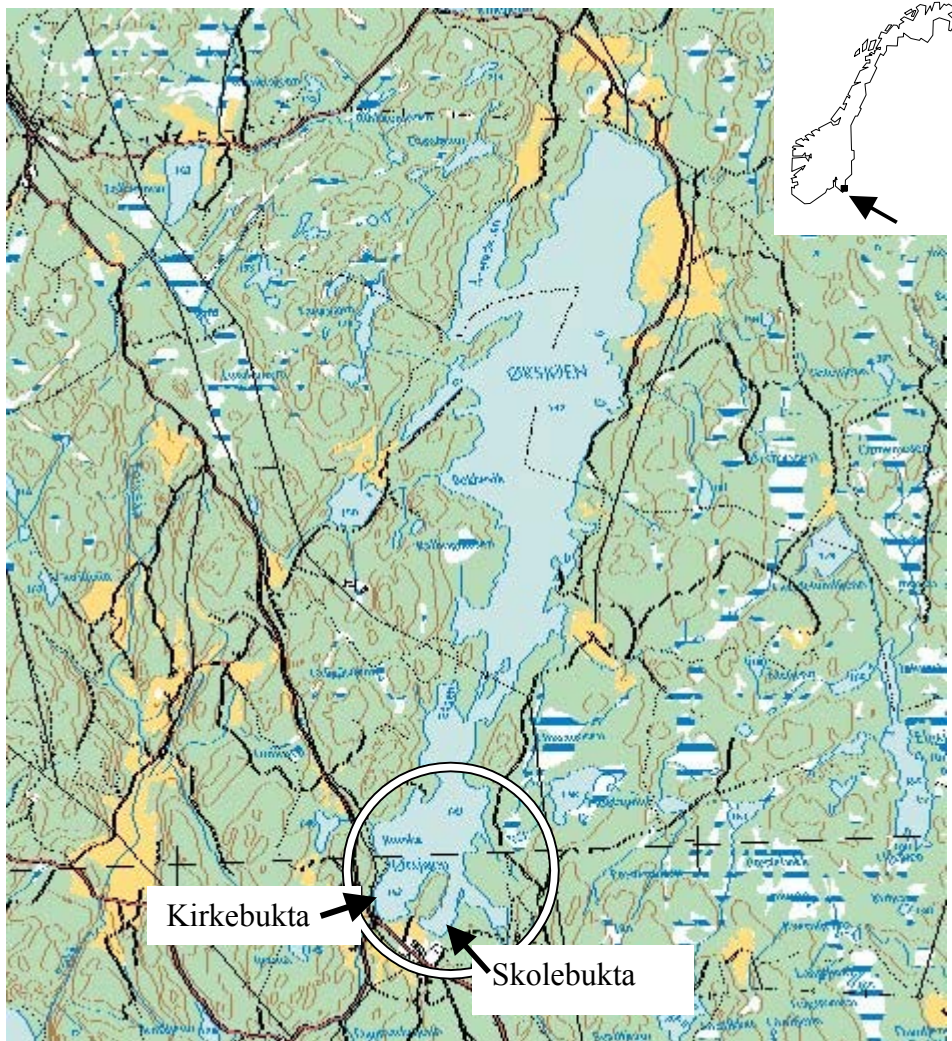
Ørsjøen er en innsjø med et areal på ca. 6,4 km², største dyp 34 m og middel dybde 8,8 m. Innsjøvolumet er 56 mill. m³ og den teoretiske oppholdstiden i vannmassene er 2 år og 11 måneder (Brevik et al., 1995). Nedbørfeltet har et areal på ca. 40 km² (fig. 1b) og ligger i sin helhet i det sørlige grunnfjellsområdet med harde, lite forvitrelige gneisbergarter. Det består vesentlig av barskogsområder med noe myr.

Prestebakke Skog og Planteskole ligger på sandige til siltige løsmasser med antatt grunnvannsspeil på ca. 2 m med helning mot Skolebukta.

Ørsjøen er fra naturens side næringsfattig, ganske humøs og noe sur. Økende forsurende resulterte i at enkelte fiskebestander har gått sterkt tilbake. Vannet ble derfor kalket. Første gang i 1986 og senere i 1989, 1994 og 1997. Dette førte til en endring i vannkvaliteten. Spredte observasjoner i perioden 1972-1985 viste følgende middelveier for noen parametere: pH = 5,3, konduktivitet = 4,8 mS/m, alkalitet = 0,02 mmol/l, farge = 25 mg Pt/l, Ca = 1,9 mg/l. Data fra perioden etter de første kalkingene viste pH-verdier over 6,0 og et kalsiuminnhold på ca 3,1 mg Ca/l.

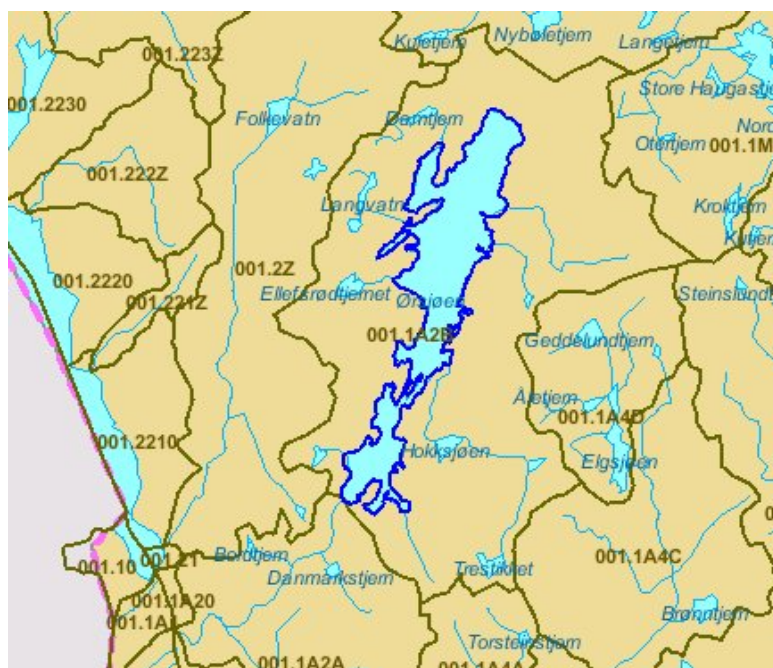
Innsjøen benyttes i dag som drikkevannsforsyning til ca. 350 p. e. i Enningdal som er tettstedet rundt Prestebakke. Vanninntaket skjer fra Kirkebukta vest for Skolebukta. Innsjøen benyttes også til fiske og friluftsmål. Fiskebestanden består nå av abbor, gjedde, sik, lagesild og ål. Det forekommer også noe ørret som blir satt ut. Tidligere forekom også mort i vannet, men denne forsvant sannsynligvis i slutten av 1970-årene som følge av forsurende, og det er mulig at reproduksjonen sviktet allerede omkring 1970.

På grunn av at fallrettigheter holdes i hevd blir vannstanden i Ørsjøen regulert med ± 1m gjennom året, avhengig av landbruksinteresser og vannforsyningshensyn (Ole Brække, pers. medd., 2004).



Figur 1a. Kart over Ørsjøen i Halden kommune. Undersøkelsesområdet Skolebukta er avmerket. Kirkebukta er inntakssted for drikkevannsforsyning til Enningdal.

Figur 1b. Kart som viser Ørsjøen med nedbørfelt. Avrenningen skjer mot sørvest til Iddefjorden.



Beskrivelse av DDT

DDT er et klororganisk insektmiddel som på grunn av sine kjemiske egenskaper er et problemstoff i miljøet.

DDT er blant de mest fokuserte miljøgiftene i verden og er på listen blant "the dirty dozen"-POPsene (Persistent Organic Pollutants). Stoffene inngår i Stockholm-konvensjonen om persistente organiske forbindelser (2004) og er dessuten på listen over miljøgifter Verdensbanken arbeider med.

DDT og nedbrytningsproduktet DDE er definert som kreftfremkallende og blir karakterisert som hormonhermende stoff, dvs. at en overbelastning i organismer kan føre til fertilitetsforstyrrelser, bl.a. på grunn av misdannelser og f. eks. reduksjon av eggeskalltykkelsen hos fugl. DDE som årsak til skallfortynning er vel dokumentert (Lundholm, 1987; Newton, 1979), bl.a. i populasjoner av fiskeørn verden over (Henny et al., 1977; Wiemeyer et al., 1975; Littrell et al., 1986; Wiemeyer et al., 1988; Nygård et al., 2001).

DDT og metabolittene DDE og DDE har også svært lang halveringstid i naturen og bioakkumuleres/biomagnifiseres i næringskjeden. Flere referanser viser 20-40 gangers økning (avhengig av fiskestørrelse og art) av konsentrasjoner fra fisk til fugl. I Norge har spurvehauk, dvergfalk og vandrefalk har trolig hatt de største problemene med DDE, etterfulgt av fiskeørn (Knutsen et al., 1999). Det har imidlertid vært en markant nedgang i DDT-konsentrasjonen i norske fugler fra 1970-årene og frem til i dag. Dette har sammenheng med den reduserte bruken av DDT (Nygård, 1999).

Noen kjemisk-fysiske egenskaper for DDT, DDE og DDD er vist i tabell 1. Fordelingskoeffisienten n-oktanol/vann oppgis som $\log K_{ow}$ og er et mål for stoffers egenskaper knyttet til fordeling mellom organisk fase og vann. Den sier noe om potensial for akkumulering i fettvev og dermed også akkumulering i næringskjeden. Fordelingskoeffisienten $\log K_{ow}$ for DDT, DDE og DDD, er rundt 6 og kan betraktes som svært høy.

Tabell 1. Kjemisk-fysiske egenskaper for DDT, DDE og DDD.

	p,p'-DDT (CAS#:50-29-3)	p,p'-DDE (CAS#:72-55-9)	p,p'-DDD (CAS#:72-55-9)
Vannløselighet ved 25 °C, mg/l	0,031-0,034 ¹⁾ 0,0055 ³⁾	0,04-0,065 ¹⁾	0,16 ¹⁾ 0,02 ³⁾
Log K_{ow}	6,36 ²⁾	6,51 ²⁾	6,02
Log K_{oc}	5,05-5,5 ²⁾	6,51 ³⁾	6,2 est. ⁴⁾
Log K_d	1,3 x 10 ³ ¹⁾ 1,4 x 10 ⁴ ¹⁾		
Damptrykk ved 25 °C mm Hg	1,9 x 10 ⁻⁷ ¹⁾	6,5 x 10 ⁻⁶ ¹⁾	10,2 x 10 ⁻⁷ ¹⁾
Henrys lovkonstant, K_H , atm m ³ /mol	8,1 x 10 ⁻⁶	4,16 x 10 ⁻⁵	6,6 x 10 ⁻⁶

1)-Handbook of environmental Data on organic Chemicals, K. Versheuren (Ed.), 1983.

2)-Hazardous Substances Data Bank, US National Library of Medicine, on-line søking

3)-Pesticide Properties in the Environment, A.G. Hornsby et al. 1996.

4)-Boringskontrol på vandværker. Veileder fra Miljøstyrelsen nr. 2, 1997.

En forbindelses fordeling mellom fast fase og væskefase kan beskrives med en fordelingskoeffisient K_d (distribusjonskoeffisient). Ved å korrigere fordelingskoeffisienten for innhold av organisk materiale i jord/sediment vil en få en ny fordelingskoeffisient, K_{oc} . K_{oc} regnes for uavhengig av jord og sedimenttype for mange plantevernmidler.

Log K_{oc} -verdier for DDE er funnet i området 4,7 - 4,94, mens det for DDT er funnet fra 4,3 – 6,88 (Bockting et al. 1993). Slike høye verdier viser klart at disse stoffene bindes sterkt til organisk materiale.

Når det gjelder binding av nøytrale, lite vannløselige forbindelser som DDT synes det å være generell enighet om at det er jordas organiske materiale som er den viktigste komponenten som påvirker sorpsjonen. Deles det organiske materialet videre opp er humusmaterialet mest aktivt i bindingen, og innen denne fraksjonen er det humussyrer og humin som er viktigst (Clapp et al. 2001).

Mange har bidratt til å forstå nedbrytningsveiene av DDT og dets metabolitter. Figur 2 viser et modifisert nedbrytningsforløp basert på flere publiseringer (Pfander og Alexander, 1972; Aislabie et al., 1997; Quensen et al., 1998). DDT kan under anaerobe forhold omdannes til DDD (reduktiv deklorering) og under mer aerobe forhold ved dehydroklorering til DDE. I mange år var DDE antatt å være et sluttprodukt ("dead-end" produkt), helt inntil Quensen et al., i 1998 publiserte en studie som viste at DDE under anaerobe forhold undergikk en reduktiv deklorering og dannet DDMU. Nedbrytningsforsøk utført med sediment fra Ørsjøen styrker denne teorien, hvor en ser en nedgang i DDE-konsentrasjonen som tilsvarer økningen i DDMU-konsentrasjonen i samme periode (Eggen og Majcherzyk, 2004). Omsetningen av DDE under anaerobe forhold i marint sediment har vist å bli redusert ved tilstedeværelsen av sulfat (Quensen et al., 2001).

Det er også kjent at omdanning av DDT kan foregå under abiotiske forhold og at hastigheten påvirkes av redoksforhold og blant annet tilgangen på redusert jern (Glass, 1972; Sales et al., 1997; Eggen og Majcherzyk, 2004).

Sammenhengen mellom DDT-nedbrytning og DDD-akkumulasjon under reduserte forhold har vært kjent lenge. Flere publikasjoner fra slutten på 60-tallet og tidlig 70-tallet viser at det i vannmettet jord skjer en rask omdanning av DDT til DDD, og at etter en midlertidig akkumulering vil DDD brytes videre ned (Ko og Lockwood, 1968; Burge, 1971; Guenzi og Beard, 1976). Tilsetning av organisk materiale har vist å øke omdanningshastigheten (Castro og Yoshida, 1974; Burge, 1971).

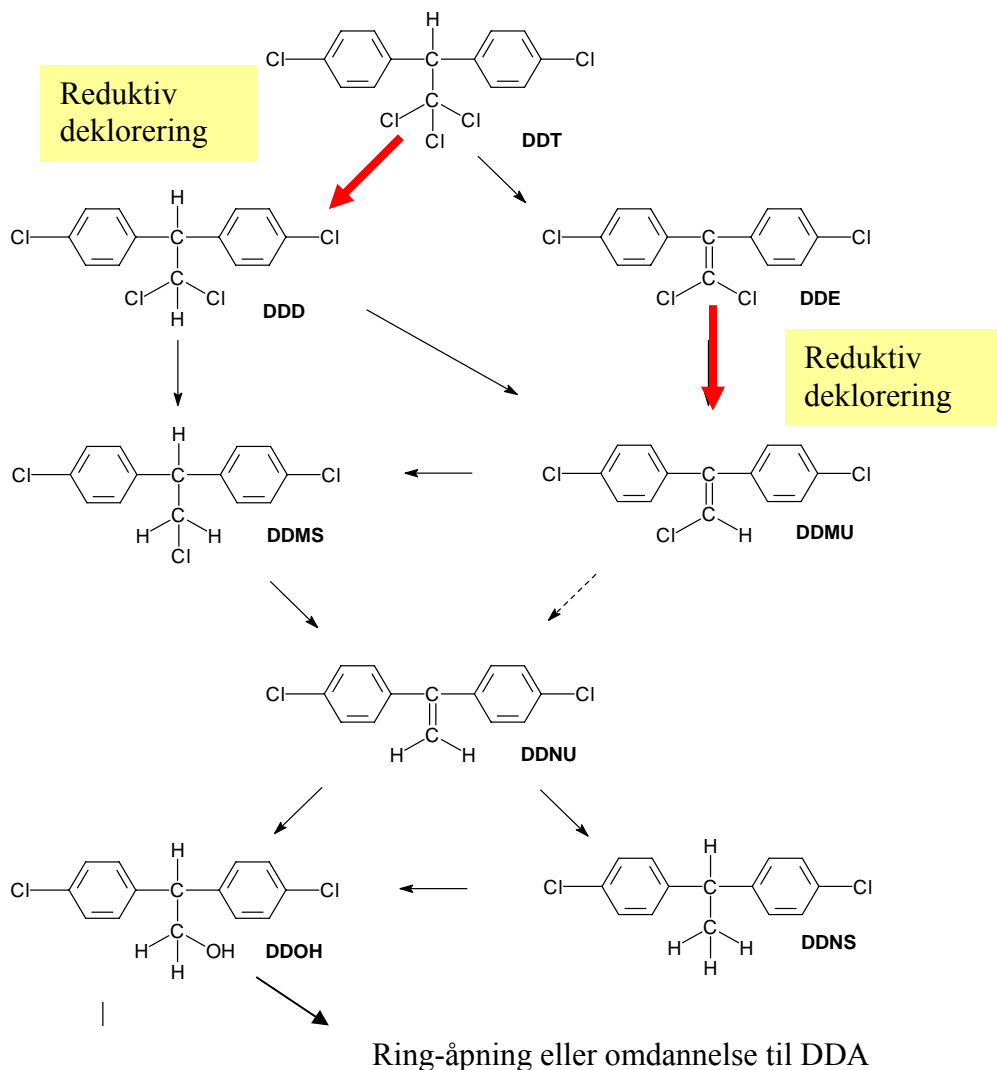
Beskrivelse av PCB, lindan og HCB

Lindan er et annet klorert plantevernmiddel som i miljøet har mange av de samme egenskapene som DDT. Også lindan er forbudt å omsette (fra 1992). Lindan er akutt giftig både for akvatiske og terrestriske dyr, også pattedyr. Lindan er kreftfremkallende og nedsetter forplantningsevnen hos pattedyr.

HCB (heksaklorbenzen) er et annet stabilt skadedyrsmiddel, også rangert som en av "the dirty dozen"¹ sammen med både DDT og lindan.

PCB er en samlebetegnelse på i alt 209 ulike stoffer. PCB er et industrikjemikalie som har vært mye brukt både i Norge og resten av verden. Det er kjemisk sett meget stabilt, har isoelektriske egenskaper, er ikke brennbart og har derfor hatt bred industriell anvendelse. I Norge ble ny bruk av PCB forbudt i 1980 og all bruk ble utfaset i 1994. Ut fra giftvirkningene

¹ En av de 12 verste pesticidene ut i fra risiko for forgiftning og kronisk helseskade for mennesker, lansert av Pesticide Action Network.



Figur 2. Nedbrytningsveier for DDT modifisert etter Pfander og Alexander (1972), Aislabie et al., (1997) og Quensen et al., (1998). Anaerobe forhold vil stimulere omdanning av DDT til DDD og DDE til DDMU (markert med rød pil).

kan PCB kan grovt deles i to: dioksinlignende PCB med toksiske effekter lik dioksiner og ikke-dioksinlignende PCB med andre, helseskadelige effekter. For dioksinlignende PCB er det i internasjonale ekspertgrupper (JECFA og EUs vitenskapelige komité, SCF) gjort omfattende helserisikovurderinger og en har fastsatt et tolerabelt ukentlig inntak (TWI). For ikke-dioksinlignende PCB, deriblant sum PCB₇ som det er målt på i dette prosjektet, foreligger det ikke helsevurderinger i dag. EFSA (European Food Safety Authority) arbeider med en slik vurdering, som er ventet å foreligge i 2005.

2. Feltarbeid

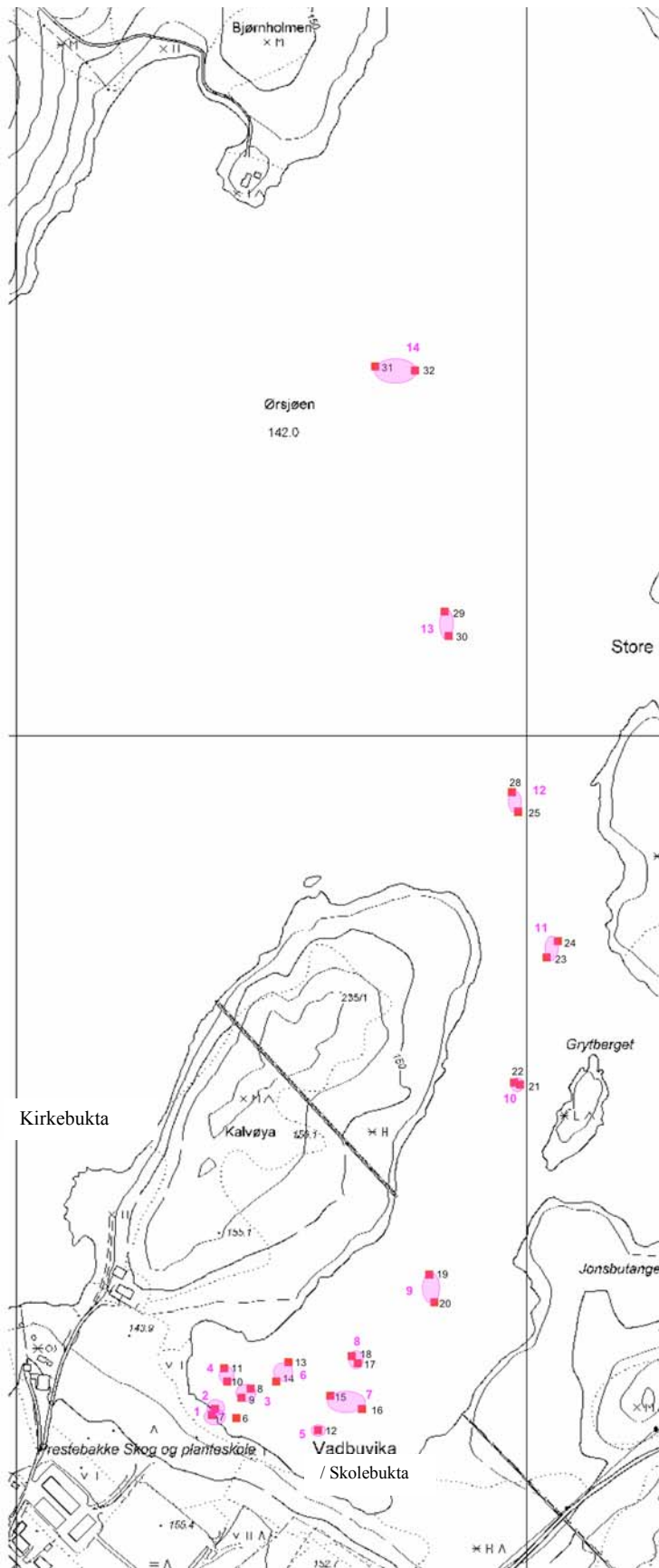
Feltarbeid med sedimentprøvetaking og fangst av fisk ble utført av NIVA og Jordforsk i tidsrommet 26. – 27. mai 2004.

Sedimenter

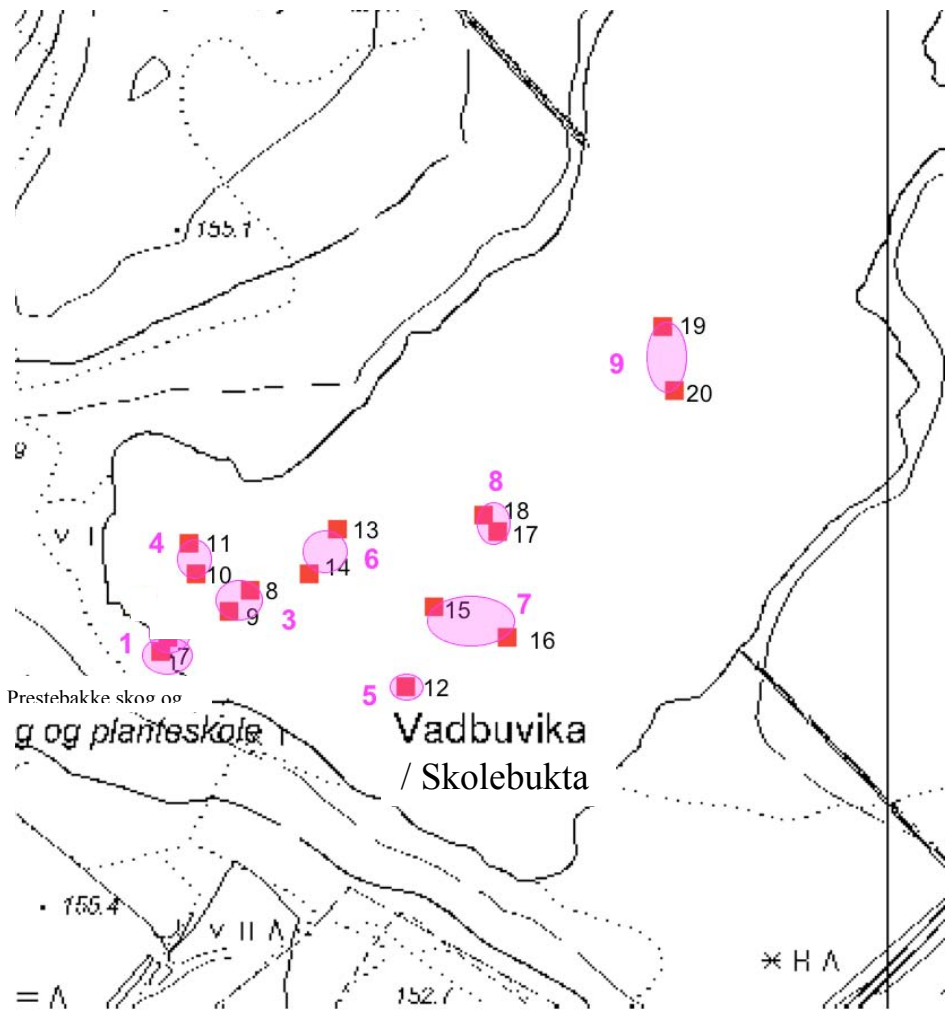
Sedimentprøvene ble tatt med rørprøvetaker (Limnos) med diameter 6 cm og med muligheter for prøveuttak for hver centimeter. Som et vanlig grovt anslag regnes en sedimentavsetning på 1,5-3 mm per år.

Det ble tatt totalt 23 sedimentprøver (nummerert fra 6 til 32, grå nummer på kartet i figur 3a). Fra de fleste stedene ble det tatt to prøvekjerner, som ble blandet sammen til en prøve i felt (nummerert fra 1 til 14, røde nummer på kartet i figur 3a). Prøvetakingsstedene er koordinatfestet med GPS (nøyaktighet ± 10 m). Prøvene 3 til 14 er tatt fra båt, mens sedimentprøve 1 og 2 (sammenslått til 1) er tatt fra land. Beskrivelse av sedimentprøver er gitt i tabell 2a og b.

Sedimentskivene ble lagt på spesialrensede og glødede glass og frosset samme dag for senere analyse. Etter opptining ble et utvalg av disse homogenisert ved NIVA og videresendt til Pesticidlaboratoriet på Ås til analyser av organiske miljøgifter. Delprøver ble tatt ved NIVA for bestemmelse av støtteparametere.



Figur 3a. Kart over søndre del av Ørsjøen. Rød firkanter med nummer er enkeltkjerner. Røde sirkler er samleprøve med nummer.



Figur 3b. Detaljkart over Skolebukta med prøvepunkt inntegnet.

Tabell 2a. Prøvepunktbeskrivelse av sedimentprøver. GPS prøvepunkt (svarte nummer i figur 3a), UTM-koordinater (EU89, sone 32V), vanddyb på prøvestedet, blandprøvenummer (røde nummer i figur 3a) og prøvesjikt.

GPS- prøvepunkt	X - koordinat	Y- koordinat	Vanddyb meter	Bland prøve nr.	Prøvesjikt – cm		
7	645886	6542093	0	1	0-2		
8	645923	6542120	2,5	3	0-2	2-4	
9	645914	6542111	2,5				
10	645900	6542126	3	4	0-2	2-4	
11	645896	6542139	3				
12	645990	6542081	5,5	5	0-2	2-4	
13	645959	6542147	5,5	6	0-2		
14	645948	6542127	5				
15	646001	6542115	5	7	0-2		
16	646032	6542103	5				
17	646027	6542147	8	8	0-2	2-4	4-6
18	646021	6542154	8				6-8
19	646095	6542236	7,5	9	0-2		
20	646100	6542209	6,5				
21	646179	6542425	8	10	0-2		
22	646173	6542427	8				
23	646201	6542552	10,5	11	0-2		
24	646212	6542568	11				
25	646170	6542694	9,5	12	0-2		
28	646163	6542712	9,5				
29	646093	6542889	23,5	13	0-2		
30	646097	6542865	23				
31	646019	6543128	29	14	0-2		
32	646058	6543125	29				

Tabell 2b. Prøvepunktbeskrivelse av sedimentprøver. Prøvesjikt, totalt tørrstoff (TTS), kornstørrelse (oppgitt som % mindre enn 63µm), totalt nitrogen (Tot. N) og totalt organisk karbon (TOC).

Prøve pkt. (blandprøver)	Sjikt cm	Korn- størrelse % <63µm	TTS %	Tot. N µg/mg N TS	TOC µg/mg C TS
1	0-2	56	20,9	9,6	184
3	0-2	65	15,5	9,3	95,6
3	2-4	62	22,0	3,8	65,5
4	0-2		18,3		
4	2-4	52	20,4	5,8	84,1
5	0-2		22,6		
5	2-4	65	21,7	4,1	69
6	0-2		20,8		
7	0-2	79	18,2	6,4	69,6
8	0-2	80	17,4	4,6	76,8
8	2-4	76	20,5	6,1	65,7
8	4-6		16,4		
8	6-8		16,9		
9	0-2		19,9		
10	0-2	79	25,7	9,4	106
11	0-2	39		8,9	111
12	0-2	58		7,6	106
13	0-2	48		8,1	108
14	0-2	48		10	107

Fisk

Det ble fokusert på analyse av abbor og gjedde, og sik i stedet for ål som planlagt. Det siste skyldtes bl.a. praktiske vurderinger som at det for tiden ikke er vanlig å fange ål i innsjøen.

NIVA-undersøkelsen i 1998 (Brevik et al., 2001) viste høye nivåer av DDT-gruppen i zooplankton. Sik spiser vanligvis mye zooplankton (selv om den også kan ta mye bunndyr). Som laksefisk har den også høyere fettinnhold i kjøttet sammenlignet med for eksempel abbor og gjedde. Det kunne derfor forventes høye konsentrasjoner av DDT-gruppen i sik fra Ørsjøen.

Abbor og gjedde ble analysert i NIVA-undersøkelsen i 1998. Som grunnlag for sammenligninger var det derfor interessant å ta disse med. Abbor er tradisjonelt en bunndyrspiser, men større abbor tar også ofte annen fisk. Gjedde er hovedsakelig rovfisk.

Når det gjelder oppholdssteder og vandringsmønster for fiskeartene, er små og unge individer vanligvis mer stasjonære enn større fisk av samme art. Det er antatt at gjedde som ren rovfisk vandrer mer enn abbor og sik. Alle tre artene vil kunne finnes på grunt vann like utenfor strandsonen, men siken kan også ventes å oppholde seg i de frie vannmassene på tider av året.

Det ble benyttet garn til fangst av fisk i Skolebukta. Syv garn med maskevidder 52 mm (1 stk), 45 mm (2 stk), 38 mm (2 stk) og 34 mm (2 stk) ble satt ut kvelden 26. mai og trukket neste morgen. Det ble fanget 7 abbor, 5 sik og 3 gjedder. Individuelle lengder og vekt er angitt i tabell 3. Det ble tatt analyser av 3 samleprøver av abbor, 2 av gjedde og 1 av sik.

Skinn og beinfrie deler av fiskenes ryggfileter ble lagt på prøveglass i felt for abbor, og etter et par ukers fryselagring for gjedde og sik. I samleprøvene ble det tatt tilnærmet like store biter av ryggfiletene fra hver fisk som inngikk i den enkelte prøven.

Tabell 3. *Lengde og vekt av abbor (ØA), sik (ØS) og gjedde (ØG) tatt i Ørsjøen 2004. Prøvenr. markerer hvilke fisker som ble analysert i samme samleprøve.*

Merking	Prøvenavn	Lengde (mm)	Vekt (gr.)	Prøvenr.
ØA1	ØA 1+2+3	245	160	
ØA2	ØA 1+2+3	255	180	1
ØA3	ØA 1+2+3	260	170	
ØA4	ØA 4+5+6	285	260	
ØA5	ØA 4+5+6	290	260	2
ØA6	ØA 4+5+6	295	250	
ØA7	ØA 7	365	540	3
ØS1	ØS 1+2+3+4+5	430	860	
ØS2	ØS 1+2+3+4+5	380	530	
ØS3	ØS 1+2+3+4+5	410	650	4
ØS4	ØS 1+2+3+4+5	380	490	
ØS5	ØS 1+2+3+4+5	350	410	
ØG1	ØG 1	640	1450	5
ØG2	ØG 2+3	500	620	
ØG3	ØG 2+3	460	510	6

3. Resultater og diskusjon

3.1. Fisk

Nivået av Σ PCB₇, lindan (HCHG) og heksaklorbensen (HCB) er vist i tabell 4. Nivået av enkeltkongenerene p,p'-DDE, o,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDD, p,p'-DDT, o,p'-DDT og Σ total DDT, er vist i tabell 5. Tørrstoffinnhold (TTS) og fettinnhold vist i tabell 4 gjelder også for tabell 5.

Tabell 4. Nivåer av lindan, Σ PCB₇ og HCB i fiskefilet fra Skolebukta i 2004, oppgitt som $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, samt prosent tørrstoff og fett i prøvene.

Prøve- nr.	Prøve- Navn ¹⁾	TTS %	Fett %	Sum PCB ₇ ²⁾	HCHG Lindan	HCB
1	ØA 1+2+3	19	0,33	0,61	<0,10	0,08
2	ØA 4+5+6	20	0,73	0,85	<0,10	0,08
3	ØA7	22	0,68	1,16	<0,10	0,09
4	ØS 1+2+3+4+5	23	1,6	2,35	<0,10	0,26
5	ØG 1	20	0,30	2,37	<0,10	0,10
6	ØG 2+3	19	0,27	0,73	<0,10	0,19

1) ØA: Ørsjø abbor; ØG: Ørsjø gjedde; ØS: Ørsjø sik.
2) Σ PCB₇ = Σ PCB (101, 118, 105, 153, 138, 156, 180).

Tabell 5. Nivåer av DDT i fiskefilet fra Skolebukta i 2004 ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt). Verdiene for TTS og fett gitt i tabell 4 gjelder også for denne tabellen.

Pr.- nr.	Prøve- Navn ¹⁾	p,p'- DDE	p,p'- DDD	p,p'- DDT	o,p'- DDE	o,p'- DDD	o,p'- DDT	Σ total DDT ²⁾
1	ØA 1+2+3	19	3,8	5,0	<0,10	0,69	0,97	30
2	ØA 4+5+6	11	2,8	5,2	<0,10	0,41	0,91	20
3	ØA 7	19	5,4	7,2	<0,10	0,70	1,3	34
4	ØS 1+2+3+4+5	53	5,6	9,4	0,13	0,76	2,7	72
5	ØG 1	12	3,6	6,5	<0,10	0,58	1,3	24
6	ØG 2+3	68	27	31	<0,10	4,6	5,9	137

1) ØA: Ørsjø abbor; ØG: Ørsjø gjedde; ØS: Ørsjø sik.
2) Σ total DDT = Σ (p,p'-DDE, o,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDD, p,p'-DDT, o,p'-DDT)

Analyseresultatene viser samme størrelsesorden av Σ total DDT for abbor og stor gjedde (prøve 1-3 og 5), mens konsentrasjonene for sik (prøve 4) og spesielt små gjedder (prøve 6) var høyere (tabell 5). Med unntak av én abbor (prøve 3 i tabell 5) hadde de minste fiskene de høyeste DDT-konsentrasjonene.

Konsentrasjonene av Σ PCB₇ og HCB (tabell 4) er lave (kommer i egnethetsklassen "godt egnet" vurdert i henhold til SFTs klassifiseringssystem, SFT, 1997), og her finner vi de høyeste verdiene i de største fiskene innen hver art, og høyeste verdier totalt sett i sik og gjedde. Nivået av lindan var under deteksjonsgrensen i alle prøver. Dette er på linje med det

nivå som ble påvist i Ørsjøundersøkelsen fra 1998 og representerer et antatt bakgrunnsnivå for disse komponentene i ferskvannsfisk. (Brevik et al., 2001).

Undersøkelsene i 1998 (Brevik et al., 2001) viste at det var store individuelle forskjeller i DDT-nivåene både for abbor og gjedde, noe som resulterte i relativ stor usikkerhet i vurderingen av resultatene. Hvis vi likevel sammenligner Σ total DDT mellom de samme fiskeartene av samme størrelse for årene 1998 og 2004 (tabell 6), ser vi at verdiene for alle prøvene er høyere i 2004 enn i 1998. Vurderes resultatene mer i detalj er det imidlertid liten forskjell:

- **1998 Abbor**, Skolebukta ikke samleprøver: $\Sigma p,p'$ -DDT + p,p' -DDD + p,p' -DDE = 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ med et relativt standardavvik i prosent (RSD) i området 102 % til 136 %.
- **2004 Abbor**, Skolebukta samleprøver: $\Sigma p,p'$ -DDT + p,p' -DDD + p,p' -DDE = ca. 20-35 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Sammenlignet med dagens nivå av DDT i fisk fra Skolebukta er det derfor vanskelig å konkludere med annet enn at nivået er uforandret siden 1998.

Tabell 6. Sum total DDT for sammenlignbare fisker (abbor og gjedde) fra Skolebukta fra henholdsvis 2004 og 1998 (Brevik et al., 2001).

2004 Prøve nr.	Σ total DDT 2004	Σ total DDT 1998	1998 Prøve nr.
Abbor liten (1)	29,56	27,1	23 (S6)
Abbor mellomstor (2)	20,42	9,5	22 (S1)
Abbor stor (3)	33,7	1,8 – 6,6	25 (S12), 26 (S16)
Gjedde liten (6)	136,6	82	11 (S1)

NIVA-undersøkelsen i 1998 (Brevik et al., 2001) viste de høyeste nivåene av DDT-gruppen i de minste fiskene av både abbor og gjedde fra Skolebukta. I Ørsjøen forøvrig og i de aller fleste andre undersøkelser finner en høyeste konsentrasjon av de vanligste miljøgifter i de største (eldste) fiskene av samme art, men altså ikke i Skolebukta. Dette kan ha sammenheng med at de største abborene og gjeddene som ble fanget i Skolebukta har vandret (ut og) inn fra øvrige deler av Ørsjøen med lavere DDT-konsentrasjoner og inn i Skolebukta med høyere DDT-konsentrasjoner. De mindre fiskene som fanges i Skolebukta er trolig mer stasjonære og har da blitt eksponert for de høyere DDT-konsentrasjonene over lengre tid.

3.2. Sediment

Resultatene fra sedimentprøvene er vist i tabell 7 og 8, samt figur 4. Bestemmelsesgrensene for lindan og hver av DDT-metabolittene er 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ og bestemmelsesgrensen for PCB er 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ for hver av kongenerene.

For DDT dominerte som ventet para - para kongenerene (p,p') over orto - para kongenerene (o,p') (ut fra sammensetningen av DDT i handelsvare) (tabell 7). Resultatene i rapporten diskuteres som Σ DDT, Σ DDD, Σ DDE og Σ total DDT (tabell 8).

Nivået for Σ total DDT i overflatesjiktet, 0–2 cm, lå mellom 31 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS (prøvepkt. 11) og 2 532 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS (= 2,53 g/kg TS eller 0,25 %) (prøvepkt. 1). Prøvepunkt 1 ligger i

vannkanten, delvis på land, og er 1000 ganger høyere belastet enn sedimentet fra prøvepunkt 3 (2919 µg/kg TS) som ligger omtrent 20 m lengre ut i vannet. Konsentrasjonen i prøvepunkt 1 er på størrelse med funn i prøver tatt av DDT-forurenset jord fra deponier og forurenset grunn på land som er blitt gravd opp og fjernet fra Prestebakke Skog og Planteskole (Sæland 2002 B). I prøvepunkt 4, som også ligger 20 meter fra land, men lenger nordvest enn prøvepunkt 3, var innholdet Σ total DDT 415 µg/kg TS, det vil si ca. 7 ganger lavere enn punkt 3.

Den svært høye konsentrasjonen i sedimentet i et belte langs vannkanten var ikke uventet, da tidligere målte verdier i sediment fra samme område var rundt 1 000 000 µg/kg TS (= 1 g/kg TS) (Eggen og Majcherzyk, 2004). Sedimentprøven er tatt i nærheten av utløpet til et avløpsrør for prosess- og vaskevann fra Prestebakke Skog og Planteskole og ligger da nærmest det tidligere punktutslippet for DDT-holdig avløpsvann fra skogplanteskolen. De store konsentrasjonsforskjellene mellom prøvepunkt 1, 3 og 4 viser en skarp konsentrasjonsgradient fra land og utover. Størrelsen på området med svært høye DDT-konsentrasjoner (i gram/kg-nivået) er ikke mulig å fastsette ut fra de prøver som er tatt i denne omgang, men det er ikke usannsynlig at det kan være begrenset til 10 – 30 m bredde i forhold til rørutløpet og utgjøre til sammen 100 – 300 m².

Konsentrasjonen av Σ total DDT i overflatesjiktet videre utover i Skolebukta (prøvepunkt 5 - 9) var mellom 53 µg/kg TS og 307 µg/kg TS. Gjennomsnittskonsentrasjonen for prøvene 4 til 9 er 207 µg/kg TS, hvor prøvepunkt 5 med den laveste konsentrasjonen (53 µg/kg TS) ligger lengst sørvest og ikke i utstrømningsområdet til avløpet fra skogplanteskolen. Prøvepunktene 10 til 14 ligger fra Grytberget og ut til midtre del av søndre Ørsjøen. Konsentrasjonen varierer mellom 31 µg/kg TS og 181 µg/kg ts. Gjennomsnittet av disse prøvene er 77 µg/kg TS og viser også en gradient i DDT-konsentrasjonen utover i Ørsjøen.

Det er ikke utarbeidet egne kvalitetskriterier for karakterisering av forureningsgrad av organiske miljøgifter i ferskvann. SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (SFT 1997) vil i hovedsak være et relevant sammenligningsgrunnlag også for Ørsjøen og blir derfor her benyttet. Klassifiseringssystemet (tabell 9) er beregnet for karakterisering av finkornige sedimenter (leire - silt), som er sammenfallende med forholdene i Ørsjøen. Klassifiseringen uttrykker ellers kun overkonsentrasjoner i forhold til et antatt bakgrunnsnivå og ikke biologiske effekter av forurensete sedimenter.

Vurdert i forhold til klassifikasjonssystemet er de fleste prøvene fra det øverste sedimentsjiktet (0-2 cm) å karakterisere som meget sterkt forurenset (klasse V >50 µg/kg TS). Sediment fra lokalitet 11 og 13 kan klassifiseres som sterkt forurenset (klasse IV 10 – 50 µg/kg TS).

Sediment fra prøvepunktene 3, 4, 5 og 8 ble snittet opp og analysert også i sedimentsjikt 2-4 cm. Med en antatt sedimentasjonshastighet på 1,5-3 mm/år tilsvarer dette anslagsvis perioden 1980-2000. I prøvepunkt 8 ble også sjiktene 4-6 cm (anslagsvis 1965-1990) og 6-8 cm (anslagsvis 1950-1980) analysert for DDT. De anslåtte avsetningsperiodene er imidlertid beheftet med stor usikkerhet pga. bioturbasjon, nedbrytning og kompaksjon i sedimentet. Prestebakke Skog og Planteskole brukte DDT i perioden 1960 til 1988.

Ved alle prøvepunktene ble det målt avtagende konsentrasjoner av Σ total DDT nedover i sedimentet. Reduksjonen av Σ total DDT fra øverste sjikt (0-2 cm) til neste sjikt (2-4 cm) var henholdsvis 2 919 µg/kg TS → 828 µg/kg TS (pkt. 3), 415 µg/kg TS → 221 µg/kg TS (pkt. 4), 53 µg/kg TS → 14 µg/kg TS (pkt. 5) og 307 µg/kg TS → 36 µg/kg TS (2-4 cm) → 19 µg/kg TS (4-6 cm) → 14 µg/kg TS (6-8 cm) (pkt. 8). Sjikt 2-4 cm ved lokalitet 3 og 4 kan karakteriseres som meget sterkt forurenset (klasse V), og sterkt forurenset (klasse IV) ved lokalitet 5. Sedimentsjikt ned til 8 cm ved lokalitet 8 klassifiseres også som sterkt forurenset.

Prøvepunkt 8 og 14 i denne kartleggingen ble forsøkt lagt til punktene S3 og S4 fra den tidligere NIVA-undersøkelsen i 1998 (Brevik et al., 2001). Sammenlignet med nivået målt i 1998 er konsentrasjonen ved lokalitet 8 lavere nå enn i 1998 (Σ total DDT i 0-2 cm: 307 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS versus 424 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS), mens i prøvepunkt 14 var konsentrasjonen nå høyere enn i 1998 (Σ total DDT i 0-2 cm: 53 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS versus 0,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS).

I sedimentprøven fra S4 i 1998 (som ligger i det dypere området av Ørsjøen), gikk nivået av Σ total DDT i øverste sjikt ned fra 0,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS (moderat forurenset) til $< 0,2$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS i nederste sjikt på 8-10 cm (ubetydelig - lite forurenset). Nivået på stasjon 14 (53 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) i denne undersøkelsen bekreftes av tilsvarende nivå på alle nærliggende stasjoner.

Prøvepunktene i 1998 ble ikke koordinatfestet, og det kan ikke utelukkes at den lave konsentrasjonen observert i 1998 skyldes lokale variasjoner (patchiness). En annen forklaring er at det foregår en langsom spredning og omfordeling mot høyere DDT-konsentrasjoner i det dypeste området. Dette kan foregå ved resuspensjon (sedimentoppvirvling ved bølger og båttrafikk) i tillegg til erosjon og transport av partikkelbundet DDT ved eventuelle vannstandsfluktuasjoner. Partikkelbundet transport utover fra Skolebukta vil til slutt samle seg i de dypere delene av Ørsjøen.

Lindankonsentrasjonen i prøvepunkt 1 og 3 var henholdsvis 43 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS og 37 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS, mens i prøvepunkt 4, 5 og 8 ble det ikke påvist konsentrasjoner over bestemmelsesgrensen. I undersøkelsen i 1998 var konsentrasjonen 0,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS i stasjon S3, som ligger i området for prøvepunkt 8 fra 2004. Noe lindan fantes i DDT-preparatene som ble brukt til behandling av granplanter på skogplanteskolen. At spor av lindan spores i området nærmest skogplanteskolen er derfor ventet. Spredningsmønsteret for lindan vil være forskjellig fra DDT pga. større løselighet og dermed større spredningsevne i vann, men samtidig raskere nedbrytnings-hastighet.

Noen sedimentprøver ble også analysert for PCB, men PCB ble ikke påvist. Dette var forventet, da det ikke er kjente kilder til utslipp av PCB i området. De målte lave verdiene av PCB i fisk antas derfor å skyldes langtransportert atmosfærisk nedfall. Med en lavere deteksjonsgrense ville det muligens ha blitt detektert PCB også i sedimentene.

Tabell 7. Konsentrasjonen av Σ PCB₇, lindan og enkeltkongenerene for DDE, DDD og DDT i sedimentprøver fra Ørsjøen, gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Fargekoder er gitt i forhold til sedimentsjikt (gul: 0-2 cm, blå: 2-8 cm).

Prøve- pkt.	Sjikt cm	Σ PCB ₇	Lindan	$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS					
				o,p'- DDE	p,p'- DDE	o,p'- DDD	p,p'- DDD	o,p'- DDT	p,p'- DDT
1	0-2	i.d.	43,28	1 700	39 600	47 800	327 500	286 500	1 829 400
3	0-2	i.d.	36,58	10,06	1 326,9	147,9	956,8	95,4	382,1
3	2-4			i.d.	540,2	33,7	231,8	i.d.	21,8
4	0-2	i.d.	i.d.	i.d.	276,5	13,86	87,6	i.d.	37,5
4	2-4			i.d.	153,5	9,2	44,6	i.d.	13,9
5	0-2	i.d.	i.d.	i.d.	25,1	i.d.	19,6	i.d.	8,7
5	2-4			i.d.	6,7	i.d.	7,5	i.d.	i.d.
6	0-2			i.d.	72,7	7,5	27,5	i.d.	7,8
7	0-2			i.d.	146,0	6,5	41,8	i.d.	i.d.
8	0-2	i.d.	i.d.	i.d.	181,8	20,0	97,5	i.d.	7,6
8	2-4			i.d.	18,9	3,4	13,6	i.d.	i.d.
8	4-6			i.d.	7,9	2,5	8,4	i.d.	i.d.
8	6-8			i.d.	4,8	1,9	6,8	i.d.	i.d.
9	0-2			i.d.	119,2	6,7	32,9	i.d.	i.d.
10	0-2			i.d.	61,2	2,9	17,8	i.d.	i.d.
11	0-2			i.d.	15,9	2,7	12,3	i.d.	i.d.
12	0-2			i.d.	115,6	i.d.	65,2	i.d.	i.d.
13	0-2			i.d.	19,5	4,1	18,1	i.d.	i.d.
14	0-2			i.d.	18,1	8,1	26,9	i.d.	i.d.

Tabell 8. Konsentrasjonen av Σ DDE, Σ DDD, Σ DDT og Σ total Σ (DDE, DDD, DDT) i sedimentprøver fra Ørsjøen, gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Fargekoder er gitt i forhold til sedimentsjikt (gul: 0-2 cm, blå: 2-8 cm).

Prøve- pkt.	Dybde m	Sjikt cm	Σ DDT	Σ DDD	Σ DDE	Σ total DDT
$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS						
1	0	0-2	2 115 900	375 300	41 300	2 532 500
3	2,5	0-2	477	1 105	1 337	2 919
3		2-4	22	266	540	828
4	3	0-2	37	102	276	415
4		2-4	14	54	154	221
5	5,5	0-2	9	20	25	053
5		2-4	i.d.	8	7	14
6	5	0-2	i.d.	35	73	116
7	5	0-2	i.d.	48	146	194
8	8	0-2	i.d.	118	182	307
8		2-4	i.d.	17	19	36
8		4-6	i.d.	11	8	19
8		6-8	i.d.	9	5	14
9	7,5	0-2	i.d.	40	119	159
10	8	0-2	i.d.	21	61	82
11	10,5	0-2	i.d.	15	16	31
12	9,5	0-2	i.d.	65	116	181
13	23,5	0-2	i.d.	22	19	42
14	29	0-2	i.d.	35	18	53

Tabell 9. Klassifisering av tilstand i marine sedimenter basert på DDT-konsentrasjon (SFT 1997).

	Tilstandsklasser	Σ total DDT $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS
1	Ubetydelig-lite forurenset	< 0,5
2	Moderat forurenset	0,5-2,5
3	Markert forurenset	2,5-10
4	Sterkt forurenset	10-50
5	Meget sterkt forurenset	> 50

Fordelingen mellom DDT og nedbrytningsproduktene DDD og DDE i overflatesjiktet og dypere liggende sjikt kan gi en indikasjon på utviklingen av forurensningssituasjonen.

I prøve 1, sediment tatt ved vannkanten, var fordelingen DDT:DDD:DDE omtrent 50:10:1. Dette indikerer at DDT-konsentrasjonen er så høy at omdanning av DDT skjer svært langsomt - antakeligvis er det et uttrykk for en inhiberende effekt på mikroorganismene. Dette er en vanlig observasjon både i sedimenter og jord. Den høye andelen med DDD viser at det er anaerobe forhold som stimulerer kjemisk, reduktiv deklorering av DDT til DDD. Anaerobe forhold vil også stimulere omdanning av DDE til DDMU. Undersøkelser har vist at høye DDT-konsentrasjoner reduserer eller inhiberer aerob biologisk omsetning av DDT til DDE (Pereira et al., 1996).

Med unntak av prøve 1 var DDT-konsentrasjonen lavere enn DDD- og DDE-konsentrasjonene. Dette antyder at avløpsutslippet fra Prestebakke Skog og Planteskole har stoppet opp, da DDT-konsentrasjonen ellers i større grad ville ha vært høyere enn DDD og DDE i prøvene, slik forholdet var i handelspreparat av DDT.

Forholdet mellom DDD og DDE var relativt likt eller høyere ($DDD/DDE > 1$) i sedimentprøvene fra lokalitet 1, lokalitet 3 øverste sjikt, begge sjikt ved lokalitet 5, fra 2-8 cm ved lokalitet 8 og øverste sjikt ved lokalitet 11, 13 og 14. For alle de andre prøvene var DDE-konsentrasjonen rundt 2 eller flere ganger høyere enn DDD-konsentrasjonen.

4. Risikovurdering av DDT i forhold til matkonsum og drikkevannskvalitet

4.1. DDT i fiskeprøver

Klassifisering av forurensningsgrad

Konsentrasjonene av Σ total DDT er vist i tabell 5. Det er ikke utarbeidet kvalitetskriterier for DDT i ferskvann, men ut fra samme begrunnelse som tidligere er det rimelig å kunne benytte "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann" (SFT 1997) som også omtaler organiske miljøgifter i sammenlignbare organismer (tabell 10).

Både abbor og gjedde har lavt fettinnhold (tabell 4) og kan sammenlignes med for eksempel torsk. Det er utarbeidet tilstandsklasser for torskefilet (SFT 1997) som karakteriseres som sterkt forurenset ved konsentrasjoner av Σ total DDT på 10 – 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og som meget sterkt forurenset ved konsentrasjoner av Σ total DDT > 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (tabell 10). Alle prøvene av abbor og gjedde fra Skolebukta ligger i eller over disse nivåene. Sik har et høyere fettinnhold i kjøttet og kan best sammenlignes med skrubbeflyndre i SFTs rapport (1997). Også sik må på dette grunnlag karakteriseres i tilstandsklasse V: Meget sterkt forurenset.

Helsevurdering

Tolerabelt daglig inntak (TDI) er en betegnelse som sier hvor mye av et stoff en kan få i seg hver dag hele livet uten at en, med dagens viten, løper noen risiko for helseskade. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants (JECFA) har fastsatt en foreløpig TDI (PTDI) for DDT på 0,01 mg/kg kroppsvekt (sist evaluert 2000). Det betyr i praksis at en voksen person på 60 kg kan få i seg inntil 0,6 mg (600 μg) DDT hver dag uten at det medfører noen helserisiko.

Den mest kontaminerte fiskeprøven, prøve nr 6 (liten gjedde) fra Ørsjøen har et Σ total DDT innhold på 136,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$. For å få i seg en mengde DDT som tilsvarer PTDI, vil en person på 60 kg måtte spise $(600 \mu\text{g}/136,6 \mu\text{g}/\text{kg}) = 4,4$ kg gjedde daglig. Dette er et usannsynlig høyt inntak. For sik og abbor er DDT-nivået lavere enn for gjedde. Samtidig er det allerede gitt landsomfattende kostholdsråd for gjedde (alle størrelser) og abbor (over 25 cm) om at gravide og ammende ikke skal spise disse fiskene. Resten av befolkningen anbefales å ikke spise slik fisk i snitt mer enn en gang per måned. Rådet er gitt på grunn av kvikksølv. Selv om fisk fra Ørsjøen ser ut til å ha et høyere innhold av DDT enn andre steder i landet (tabell 11), er det likevel ingen grunn til å gi ytterligere kostholdsråd for Ørsjøen på grunn av DDT.

Tabell 10. Klassifisering av tilstand for fiskefilet i forhold til konsentrasjon av DDT (SFT 1997).

Tilstandsklasser		Σ total DDT $\mu\text{g}/\text{kg}$ (våtvektbasis)	
		Torskefilet	Skrubbefilet
1	Ubetydelig-lite forurenset	<1	<2
2	Moderat forurenset	1-3	2-4
3	Markert forurenset	3-10	4-15
4	Sterkt forurenset	10-25	15-40
5	Meget sterkt forurenset	> 25	> 40

Tabell 11. DDT-nivå i fisk fra andre steder i Norge sammenlignet med resultater fra denne undersøkelsen ($\mu\text{g}/\text{kg}$).

Sted	Antall fisk	Årstall	Fiskeslag	Σ DDT	Referanse
Ørsjøen	7	2004	Abbor	27,9	Denne studien
Mjøsa, Furnesfjorden	20	1998	Abbor	10,7	Fjeld et al, 1999
Diverse	26 (bestander)	1995-1999	Abbor	1,47	Fjeld et al, 2001
Ørsjøen	3	2004	Gjedde	80,3	Denne studien
Mjøsa, Gjøvik	13	1998	Gjedde	8	Fjeld et al, 1999
Diverse	13 (bestander)	1995-1999	Gjedde	2,02	Fjeld et al, 2001
Ørsjøen	5	2004	Sik	71,59	Denne studien
Mjøsa	20	1998	Sik	4,33	Fjeld et al, 1999

4.2. Andre organiske miljøgifter i fiskeprøver; lindan, HCB og PCB₇

Innholdet av lindan i fisk fra Ørsjøen var under deteksjonsgrensen (0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i alle prøver. HCB-nivåene i fiskefilet fra Ørsjøen er lave, og på tilsvarende nivå med forholdene i Mjøsa (tabell 12).

Nivåene av ΣPCB_7 i Ørsjøen ligger under landsgjennomsnittet (tabell 12), og langt under nivåer funnet i Mjøsa. Resultatene indikerer derfor at nivåene av ΣPCB_7 i Ørsjøen er lave og ikke representerer noen risiko ved konsum av fisk.

Tabell 12. Sammenligning av HCB- og PCB₇-nivåer i fiskefilet (µg/kg våtvekt).

Sted	Antall fisk	Årstall	Fiskeslag	HCB	∑ PCB ₇	Referanse
Ørsjøen	7	2004	Abbor	0,08	0,87	Denne studien
Mjøsa, Furnesfjorden	20	1998	Abbor	0,1	14,9	Fjeld et al, 1999
Diverse (bestander)	26	1995-1999	Abbor	-	2,05	Fjeld et al, 2001
Ørsjøen	3	2004	Gjedde	0,15	1,55	Denne studien
Mjøsa, Gjøvik	13	1998	Gjedde	<0,1	4,7	Fjeld et al, 1999
Diverse (bestander)	13	1995-1999	Gjedde	-	2,37	Fjeld et al, 2001
Ørsjøen	5	2004	Sik	0,26	0,26	Denne studien
Mjøsa	20	1998	Sik	0,07	4,07	Fjeld et al, 1999

4.3. Organiske miljøgifter i drikkevann

Prestebakke vannverk er et kommunalt vannverk som forsyner ca. 140 husstander med til sammen ca. 350 fastboende i Enningdal. Vannverket er ikke godkjent og har ingen vannbehandling. Vannet leveres rett fra kilden og ut til abonnentene. Inntaksledningen ligger i Kirkebukta vest for halvøya Kalvøya og i forhold til Skolebukta (jf. figur 3a). Ørsjøen har som råvannskilde hatt en tilfredsstillende kvalitet, med forholdsvis stabile verdier for bakteriologiske og fysikalsk/kjemiske parametere.

Turbiditeten hadde i 2003 en gjennomsnittsverdi på 0,24 FTU, og et gjennomsnittlig fargetall på 16,5. Det har periodevis i 2004 vært problemer med bakteriologisk forurensning i drikkevannet. De vanligste bakteriologiske og kjemiske parametere blir undersøkt en gang per måned. Kommunen arbeider med å få godkjent planer om nytt vannverk. Det vil ha membranfiltrering og UV-behandling og skal etter planen stå ferdig i løpet av 2005. Halden kommune er i disse dager i gang med å legge ut ny inntaksledning som forlenges med ca. 200 m til større dyp.

Det har lenge vært kjent at Ørsjøen har hatt forhøyede nivåer av DDT i bunnsedimentene. Det er derfor også gjort flere undersøkelser av drikkevannet med hensyn på dette. Basert på det en vet om organiske miljøgifter og deres skjebne i miljøet (oppkonsentrering i fettvev og akkumulering oppover i næringskjedene) er det imidlertid ingen ting som tilsier at disse stoffene vil være et problem i drikkevann. Siste analyse av drikkevannet ble gjort av Halden kommune i mars 2004. Det ble undersøkt bl.a. for lindan, DDT med nedbrytningsprodukter, aldrin, dieldrin og endosulfan. Alle stoffene lå under deteksjonsgrensen (10 ng/l). Organiske miljøgifter synes derfor ikke å være noe problem i drikkevannet fra Ørsjøen.

5. Vurderinger av forurensningssituasjon og behov for tiltak

5.1. Beskrivelse av forurensningssituasjonen

Vurdert i forhold til SFTs klassifiseringssystem for sedimenter er de påviste DDT-konsentrasjonene svært høye (opptil 50 000 x høyere enn klassifikasjonen meget sterkt forurenset > 50 µg/kg). DDT-konsentrasjonen i fisk er også høy (meget- og sterkt forurenset i SFTs klassifiseringssystem).

Påvisningen av høyt innhold av DDT i ulike fiskearter fra Ørsjøen bekrefter at det foregår biomagnifisering og transport av DDT oppover i næringskjeden.

Det er registrert fiskeørn ved Ørsjøen og i nærområdet. Ved en antatt biomagnifikasjonsrate fra fisk til fiskeørn på ca. 20 kan en forvente at nivåene i egg av fiskeørn som fisker i Ørsjøen vil ligge i størrelsesorden 0,2-1 mg/kg på våtvektsbasis. Basert på verdier fra litteraturen vil dette kunne resultere i en forventet skallfortynning på 5-8 %. Undersøkelser i USA tyder på at når innholdet av DDE i fiskeørn overstiger 2,6 mg/kg (våttvektsbasis) vil reproduksjonsraten avta (Wiemeyer et al., 1988). Det er ut fra dette grunn til å anta at fiskeørn rundt Ørsjøen kan være lettere negativt påvirket av DDE fra fisken i området.

Forurenset sediment kan være en kilde til videre spredning av miljøgifter. Problemet er generelt størst i områder hvor forurensningen er ferskest, dvs. i overflatesedimentene. I sediment hvor forurensningen ligger dypere enn 10 cm er derimot forurensningsgraden langt mindre viktig (SFT, 2002) fordi:

- Gravende dyr er mest aktive i de øvre 10 cm av sedimentet.
- Oppvirvling som skyldes vannbevegelser (strøm, bølger og vannstandsfluktusjon) vil sjelden påvirke sedimenter på dyp større enn 10 cm.
- Diffusjon av miljøgifter fra sedimenter til vann skjer ved utveksling mellom porevann i de øverste millimeterne av sedimentet og til vann like over sedimentet.

De høyeste DDT-konsentrasjonene er i undersøkelsen påvist i de øvre 0 – 2 cm sjikt, og vil derfor kunne representere en forurensningskilde.

Forhold som er særlig vektlagt i vår vurdering av forurensningssituasjonen er:

- De svært høye DDT-konsentrasjonene som er målt i årets undersøkelse av sedimenter i og utenfor Skolebukta antyder ingen nedgang i DDT-nivået selv mange år etter avsluttet bruk av DDT.
- Konsentrasjonsøkningen fra 1998 til 2004 i dypeste undersøkte punkt (ved prøvepunkt 14) kan indikere spredning utover fra Skolebukta.
- Reduksjon av DDT-nivået i fisk fra Skolebukta ble ikke påvist. Nivået kan tvert i mot synes å ha blitt noe høyere, men variasjonen i datamaterialet er for høy til at dette er en signifikant konklusjon.
- DDT og DDE utgjør generelt en betydelig miljøtrussel fordi halveringstiden i naturen er lang og stoffene har stor evne til bioakkumulering/biomagnifisering i næringskjeden.

- DDT-nivået i både sedimenter og fiskeprøver er svært høyt vurdert i forhold til SFTs klassifikasjonssystemer for miljørisikovurdering.
- DDT er et av de mest fokuserte miljøgifter i verden. Norge har forpliktelser internasjonalt gjennom Stockholm-konvensjonen som blant annet innebærer bevissthet for behovet for å treffe tiltak for å forhindre skadevirkninger av persistent organiske miljøgifter, hvor DDT er en av forbindelsene.
- Konsentrasjonen i sedimentet nærmest rørutløpet fra Prestebakke Skog og Planteskole er på høyde med innholdet i jord fra deponi på land og slam i avløpsrøret ned til Skolebukta. Disse massene ble ansett som kilder til forurensning av Skolebukta og tiltak ble derfor gjennomført med hensyn på oppgraving og fjerning av forurensete masser i deponiområdet, avløpsrøret og rett utenfor rørutløpet i Skolebukta.

5.2. Vurdering av behov for tiltak

5.2.1. Helse

DDT-konsentrasjonen i fisk fanget i Skolebukta i Ørsjøen er i henhold til SFTs klassifiseringssystem for egnethet for fritidsfiske betegnet som "ikke egnet". Denne klassifiseringen gir ikke grunnlag for å fastsette restriksjoner for omsetning og konsum av fisk. En kostholds-vurdering av konsentrasjonen viser at det ikke er behov for en skjerping av de kostholds-råd som allerede eksisterer generelt for gjedde i norske innsjøer. Det ble ikke påvist detekterbare konsentrasjoner av DDT i drikkevannsprøve tatt i Ørsjøen våren 2004. Den gjennomførte undersøkelsen av fiske- og drikkevannskvalitet gir derfor ikke grunnlag for å anbefale spesielle tiltak i forhold til de forurensete sedimentene i Ørsjøen begrunnet med helsemessige forhold.

5.2.2. Miljømessige vurderinger

Våre vurderinger om tiltaksbehov er basert på nåværende og tidligere registreringer og kjemiske analyser av forholdene i innsjøen og en vurdering i forhold til SFTs klassifiseringssystem for organiske miljøgifter i sedimenter (SFT, 1997). Vi deler på dette grunnlaget det kartlagte området i tre:

- **Område A: svært høye DDT-konsentrasjoner - konsentrasjonsnivå rundt 2 500 mg/kg TS (50 000 x klasse V)**

Tiltak anbefales i område A – dvs. området rundt prøvepunkt 1 som er tatt fra land. Konsentrasjonen er svært høy og DDT-konsentrasjonene i det øverste sjiktet (0 – 2 cm) i sedimentprøvene 3, 4, 5 og 8 viser at området representerer en aktiv kilde for spredning av DDT videre i Skolebukta og til Ørsjøen. For de mest forurensete områdene er oppgraving og fjerning mest aktuelt, jf. gjennomførte tiltak i forhold til DDT-forurensningen på land. Behovet for fjerning av massene må sees i lys av potensialet for kortsiktig spredning av DDT.

Den høye konsentrasjonen som er målt i dette området skyldes mest sannsynlig tidligere avrenning fra skogplanteskolen via avløpsrør som munner ut i dette område. Etter tiltakene på land i 2003 skal Prestebakke Skog og Planteskole i dag ikke lenger representere en kilde for forurensning av Skolebukta (Sæland Prosjekt, in prep.). I forlengelse av dette arbeidet er det viktig at forurensning i område A også fjernes.

De årlige vannstandsvariasjonene på ± 1 m i Ørsjøen vil bidra til å øke spredningen av DDT slik disse massene ligger på grunt vann i strandlinja.

Før tiltak kan iverksettes må det tas flere prøver, både i dybde og utstrekning langs strandkanten, slik at får en best mulig avgrensning av tiltaksområdet. En tiltaksvurdering med kostanalyse anbefales gjennomført. Ved massefjerning bør det også vurderes om det er behov for tiltak for å forhindre spredning av DDT eller om det er tilstrekkelig å redusere vannstanden temporært i tiltaksfasen.

- **Område B: høye DDT-konsentrasjoner - konsentrasjonsnivå rundt 0,3 - 3 mg/kg TS (opptil 60 x klasse V)**

Nærmere vurdering av tiltak anbefales i område B – dvs. området fra prøvepunkt 3 og utover mot Grytberget. Også i dette området, som utgjør anslagsvis 200 m x 200 m, er sedimentkonsentrasjonen høy og det vil høyst sannsynlig være en forurensningskilde for videre spredning av DDT. Området representerer også mest sannsynlig en økologisk risiko. Det anbefales gjennomført en risikovurdering av spredningsfaren av DDT og økologiske effekter. Mulige tiltak kan være mudring og behandling av sedimenter på land eller aktive *in situ* tiltak. En tiltaksvurdering med kostanalyse og en nærmere avgrensning av området for tiltak er nødvendig før valg av tiltaksform.

- **Område C: høye DDT-konsentrasjoner - konsentrasjonsnivå opptil ca. 0,15 mg/kg TS (opptil 3 x klasse V)**

Tiltak bør på sikt også vurderes i område C – dvs. området fra Gytberget og lenger utover i Ørsjøen. Omfang og tidsaspekt er det ikke tatt stilling til her. Analysene viser at området utenfor Skolebukta har forhøyet DDT-konsentrasjon, men omfanget av DDT-spredningen utover i Ørsjøen har det ikke vært rammer til å kvantifisere i dette arbeidet. Fastsettelse av grensen mellom område B og C må sees i sammenheng med risikovurdering av spredning og økologisk effekter anbefalt ovenfor.

Et moment i et videre arbeid er også å vurdere om jordsmonnet på jordene ned mot Skolebukta har forhøyet DDT-konsentrasjon, og om det er behov for tiltak for å redusere spredning ved diffus overflateavrenning, for eksempel i form av avskjæring av overflateavrenningen i en filtrerende vegetasjonssone eller et annet, kunstig sedimentasjonsområde.

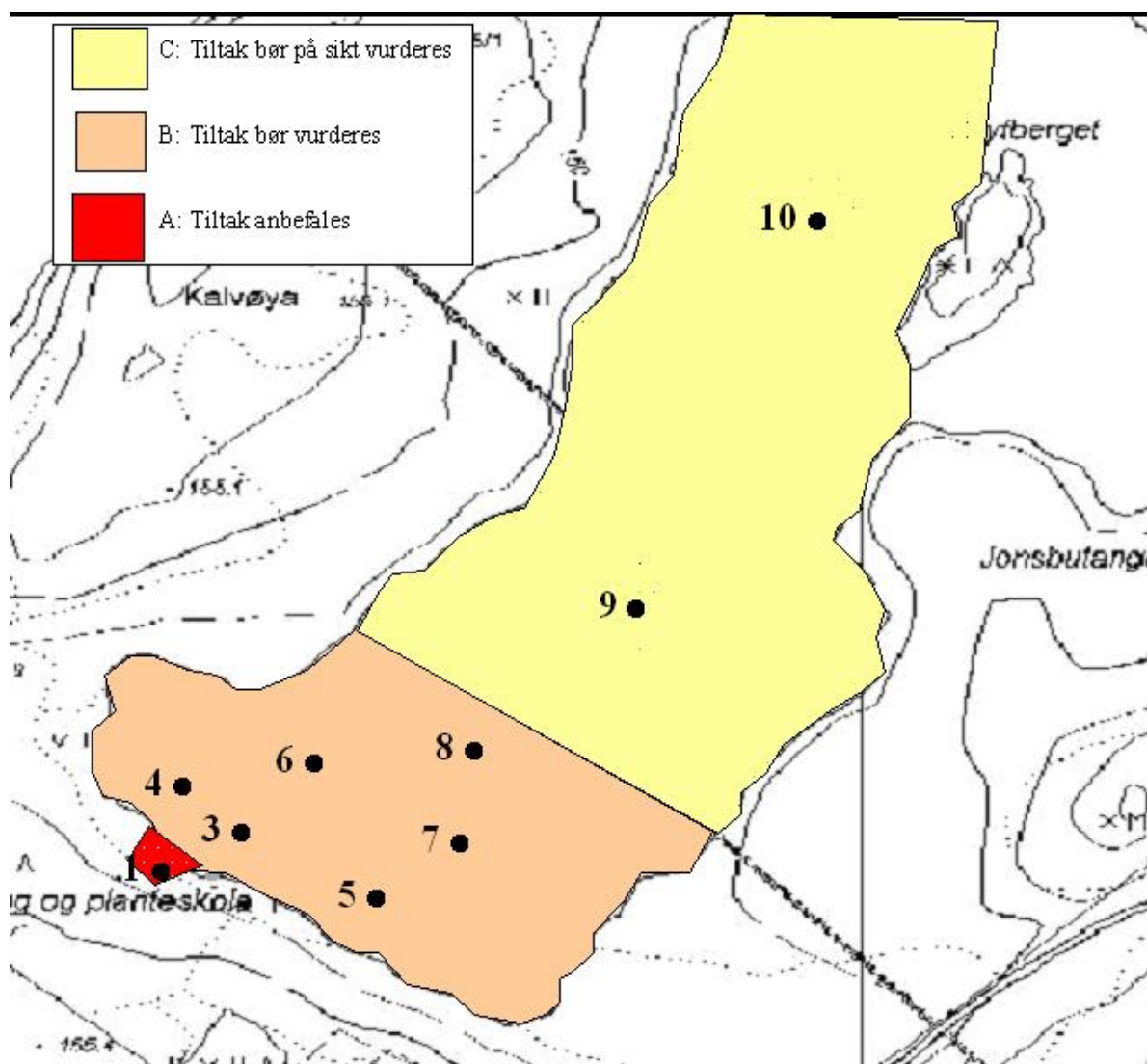
5.3. Mulige tiltaksløsninger

Vi vil her framheve noen momenter i forhold til valg av mulige tiltaksløsninger:

- I Ørsjøen synes det å være kun DDT og dets nedbrytningsprodukter som utgjør et miljøproblem, ikke en blanding av mange ulike stoffer.
- DDT kan stimuleres til nedbrytning:
 - Det er godt dokumentert at anaerobe forhold stimulerer omdanning av DDT til DDD, og DDE til DDMU og at det er flere faktorer som virker inn på denne prosessen.
 - Forsøk med DDT-forurenset sediment fra Ørsjøen (hentet fra område A med startkonsentrasjon Σ DDT 1 000 mg/kg TS) har vist at halveringstiden til DDT var

36 uker ved 9 °C og med tilsetning av redusert jern. Ved 22 °C og med tilsetning av redusert jern var halveringstiden 8 uker. Ved 9 °C uten tilsetninger ble ingen nedgang målt i løpet av 40 uker forsøksperiode.

- Storskala tiltak for stimulering av DDT-nedbrytning er mulig.
- Det finnes kommersielle behandlingsmetoder som baserer seg på å redusere sterkt oksiderte forbindelser (f. eks. TNT og DDT).
- Ulike tilsetningsstoffer (ioner som Na⁺ eller detergenter) kan øke biotilgjengeligheten av DDT og stimulere omsetningen ytterligere.
- Ved bruk av aktivt tildekkingsmateriale vil det være mulig å stimulere til DDT-nedbrytning. Elementært jern har vist seg å ha et stort potensial for å stimulere nedbrytning av DDT i forurensede sedimenter. Mineraler med høyt innhold av redusert jern forventes å ha en tilsvarende, men noe langsommere effekt.
- Tildekking av forurensede sedimenter har vært utredet og utført i flere sammenhenger. Hensikten har da vært å hindre erosjon, redusere utlekking av miljøgifter og hindre transport av disse til omgivelsene. Dersom tildekking viser seg å være aktuelt på områder i Skolebukta vil tildekkingsmaterialets evne til å stimulere DDT-nedbrytning være viktig for omsetningshastigheten av DDT i sedimentet.
- Det vil være gunstig å anvende mineraler med høyt jerninnhold og høy egenvekt, slik at mineralet ved tilføring vil trenge ned i sedimentet og komme i god kontakt med DDT-en i det øverste sedimentlaget. For å unngå metanopphoping i sedimentet, er det viktig at tildekkingslaget blir permeabelt nok for gassdiffusjon.
- Ved mudring eller fjerning av forurensede sedimenter vil det være fare for spredning av partikler på grunn av omrøring. Miljøgiftene sitter gjerne bundet på de fineste partiklene. Ved mudring i marine områder benyttes ofte en siltduk (geotekstil) for å hindre partikkelspredning ut av et anleggsområde. Mudringsområdet i Skolebukta kan avgrenses på tilsvarende måte.
- Vannmiljøet utenfor tiltaksområdet bør overvåkes. Det kan gjøres ved turbiditetsmålinger, som måler partikkelinnholdet i vannet. Passive prøvetakere (SPMD-er) anvendes også for å bestemme tilstedeværelsen av lite vannløselige organiske miljøgifter i store vannmasser. SPMD-er oppkonsentrerer hydrofobe organiske miljøgifter analogt med fettvev og biologisk materiale og brukes både for å spore punktkilder og som ”ekstraksjonsmedium” for hydrofobe organiske miljøgifter i vannfase. Vi anbefaler at passive prøvetakere benyttes i Skolebukta til å måle miljøeffekten av tiltak. Sammenligning av DDT-nivået i SPMD-er før og etter tiltak vil verifisere miljøeffekten av tiltakene.
- Erfaringer som eventuelt vil komme med behandlingsteknologi fra DDT-forurenset sediment i Skolebukta vil være overførbare til andre områder med forhøyede konsentrasjoner av persistente klororganiske forbindelser, som for eksempel marine sedimenter eller forurensning på land. Behandlingsprinsippene og nedbrytningsmekanismene er generelle og vil dermed være gyldige både i aktiv, intensiv behandlingsform og i mer langsiktige nedbrytningsprosesser som en vil ønske å stimulere *in-situ* eller i deponisammenheng.
- Teknologiutprøving er svært viktig, både for å løse de aktuelle miljøproblemene i Skolebukta, men ikke minst for å hente erfaringer med behandlingsmetoder for tilsvarende problemer i ferskvanns- og marine sedimenter i Norge og i verden for øvrig.



Figur 4. Skisse med en omtrentlig inndelingen av anbefalte tiltaksområder basert på nåværende målepunkter. Nærmere avgrensning av de ulike tiltaksområdene er nødvendig.

6. Konklusjoner

- Risikoen ved konsum av mat og drikkevann fra Ørsjøen forverres ikke som resultat av DDT-forurensningen.
- Det er svært høye DDT-konsentrasjoner i sedimenter og fisk, tilsvarende klasse IV og V i SFTs klassifiseringssystem.
- Kartleggingen viser ingen nedgang i DDT-nivået selv mange år etter avsluttet bruk av DDT.
- Konsentrasjonsøkningen fra 1998 til 2004 i dypeste undersøkte punkt kan indikere spredning utover fra Skolebukta.
- Det er ingen reduksjon av DDT-nivået i fisk fra Skolebukta siden undersøkelsen i 1998.
- Tiltaksbehovet deles i tre:
 - Område A - behov for å fjerne kilden til spredning og lekkasje av DDT fra indre deler av Skolebukta. Behovet for fjerning av massene må sees i lys av potensialet for kortsiktig spredning av DDT.
 - Området B – nærmere vurdering av tiltak anbefales gjennomført.
 - Området C – tiltak bør vurderes på sikt.
- Det anbefales at det gjennomføres en tiltaksvurdering knyttet til alternative behandlingsmetoders kost-nytte-effekt.
- DDT er eneste forurensningsforbindelse av betydning i Ørsjøen. DDT kan stimuleres til nedbrytning og det er utviklet metoder for dette.
- DDT er en av de mest fokuserte miljøgiftene i verden. Teknologierfaring fra tiltak i Ørsjøen vil være viktig for utformingen av behandlingstiltak i andre sammenhenger, for eksempel i sjøsediment, strandsoner og jord med forhøyede konsentrasjoner av persistente klororganiske forbindelser.

7. Referanser

- Aislabie, J. M., N. K. Richards, et al. 1997. Microbial degradation of DDT and its residues-a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 40: 269-282.
- Bockting, G.J.M., E.J.van de Plassche, J. Struijs, and J.H. Canton. 1993. Soil Water partition coefficients for organic compounds. Report nr. 679101013. National Institute of Public Health and environmental Protection Bilthoven, The Netherlands.
- Brække, O. pers. medd. Daglig leder for Prestebakke Skog og Planteskole. Kornsjø.
- Brevik, E.M., Lien, L., Følsvik, N., Knutzen, J., Andresen, B. 2001. Bruk av passive vannprøvetakere til kartlegging av punktkilder for persistente klorerte miljøgifter med DDT som modellsubstans. NIVA rapport 4134-99.
- Brevik, E.M., Grande, M., Knutzen, J., Polder, A., Utne Skåre, J. 1995. DDT-forurensning i fisk og sedimenter fra Ørsjøen (Østfold) i 1994. jevnført med observasjoner fra 1975. NIVA rapport 3377-95.
- Burge, W.D. 1971. Anaerobic decomposition of DDT in soil – Acceleration by volatile compounds of Alfalfa. *J. Agr. Food Chem.* 19:375-378.
- Castro, T. F. and T. Yoshida. 1974. "Effect of organic matter on the biodegradation of some organochlorine insecticides in submerged soils." *Soil Science and Plant Nutrition* 29:363-370.
- Clapp, C.E., Hayes, M.H.B. & Mingelgrin, U. 2001. Measurements of sorption-desorption and isotherm analyses, pp. 205-240. In: Clapp, C.E., Hayes, M.H.B., Senesi, N., Bloom, P.R. & Jardine, P.M. (Eds.). *Humic substances and chemical contaminants*. Soil Science Society of America, Inc., Madison.
- Eggen, T., Majcherzyk, Effects of zero-valent iron (Fe⁰) and temperature on the transformation of DDT and its metabolites in lake sediment. Innsendt manuskript.
- Fjeld, E. et al., 1999. NIVA-rapport 4072-99. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa.
- Fjeld, E. et al. 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, 1995-1999. Statlig program for forurensningsovervåkning 827/01.
- Glass, B.L. 1972. Relation between the degradation of DDT and the iron redox system in soil. *J. Agr. Food Chem.*, 20:324-327.
- Guenzi, W.D., Beard, W.E. 1976. DDT degradation in flooded soil as related to temperature. *J. Environ. Qual.* 5:391-394.
- Henny, C. J., Byrd, M. A., Jacobs, H. J., Mclain, P. D., Todd, M. R. & Halla, B. F. 1977. Mid-Atlantic coast osprey population: present numbers, productivity, pollutant contamination and status. - *J. Wildl. Manage.* 41: 254-165.
- Ko, W. H. and J. L. Lockwood. 1968. Conversion of DDT to DDD in soil and the effect of these compounds on soil microorganisms. *Canadian Journal of Microbiology* 14:1069-1073.
- Knutzen, J., Fjeld, E., Hylland, K., Killie, B., Kleivane, L., Lie, E., Nygård, T., Saivinova, T., Skåre, J.U. & Aanes, K. 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning.
- Littrell, E. E. 1986. Shell thickness and organochlorine pesticides in osprey eggs from Eagle Lake, California. *Calif. Fish Game* 72: 182-185.
- Lundholm, E. 1987. Thinning of eggshells in birds by DDE: Mode of action on the eggshell gland. *Comp. Biochem. Physiol.* 88C: 1-22. Mid-Atlantic coast osprey population: present numbers, productivity, pollutant contamination and status. *J. Wildl. Manage.* 41: 254-165.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. T & A.D. Poyser, Berkhamsted, Henny, C. J., Byrd, M. A., Jacobs, H. J., Mclain, P. D., Todd, M. R. & Halla, B. F. 1977.
- Nygård, T. 1999. Miljøgifter i landmiljøet. - In Knutzen, J., ed. *Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna*. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. Pp. 37-80.

- Nygård, T., Skaare, J. U., Kallenborn, R. & Herzke, D. 2001. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. - NINA oppdragsmelding 701: 1-33.
- Pfaender, F.K., Alexander, M. 1972. Extensive microbial degradation of DDT in Vitro and DDT and the iron redox system in soils.
- Pereira, W.E., Hostettler, F.D., Rapp, J.B. 1996. Distributions and fate of chlorinated pesticides, biomarkes and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments along a contamination gradient from a point-source in San Francisco Bay, California.
- Quensen III, J. F., S. A. Mueller, et al. 1998. Reductive dechlorination of DDE to DDMU in marine sediment microcosms. *Science* 280: 722-724.
- Quensen III, J. F., Tideje, J.M., Jain, M.K., Mueller, S. A. 2001. Factors controlling the rate of DDE dechlorination to DDMU in Palos Verdes Margin sediments under anaerobic conditions. *Environ. Sci. Technol.* 35:286-291.
- Sayles, G. D., You, G., Maoxiu, W., Kupferle, M.J. 1997. DDT, DDD, and DDE dechlorination by zero-valent iron. *Environmental Science Technology*, 31:3448-3454.
- SFT, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. Statens forurensningstilsyn.
- SFT, 2002. Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter. TA-1864/2002.
- Stockholm-konvensjonen, Mai 2004. <http://odin.dep.no/md/norsk/regelverk/avtaler/022021-290002/index-dok000-b-n-a.html>
- Sæland, S. 2002 A. Landbruksdepartementet. Handlingsplan for kartlegging og risikovurdering av DDT-deponi ved skogplanteskulane. Oppsummering og evaluering av feltundersøkingar. Innstilling om vidare arbeid og gjennomføring av tiltak.
- Sæland, S. 2002 B. Landbruksdepartementet og Statens forurensningstilsyn. Handlingsplan 2002-2003 for tiltak ved DDT-deponi på skogplanteskulane.
- Sæland, S. in prep. Tiltaksrapport for opprydding i DDT-deponi ved Prestebakke Skog og Planteskole.
- Wiemeyer, S. N., Spitzer, P. R., Krantz, W. C., Lamont, T. G. & Cromarte, E. 1975. Effects of environmental pollutants on Connecticut and Maryland ospreys. *J. Wildl. Manage* 39: 124-139.
- Wiemeyer, S. N., Bunck, C. M. & Krynitsky, A. J. 1988. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and mercury in osprey eggs - 1970-79 - and their relationships to shell thinning and productivity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 767-787.